

Posouzení vlivů na veřejné zdraví záměru

Výrobní areál AAS Automotive s.r.o. v Milovicích – technologie povrchových úprav

leden 2019

Zpracovala: **Ing. Olga Krpatová, Brožíkova 427, 530 09 Pardubice**
tel.: 723 482 752, e- mail: zdravotni.rizika@seznam.cz

*Držitelka osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví
vydaného Ministerstvem zdravotnictví ČR dne 22.6.2015 pod č.8/2015.*



*Toto posouzení vlivů na veřejné zdraví nesmí být bez písemného souhlasu zpracovatele
reprodukováno jinak než celé.*

OBSAH

1. Zadání a výchozí podklady.....	3
2. Metodický přístup.....	4
3. Zdravotní rizika imisí znečišťujících látek.....	5
3.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti imisí	5
3.1.1. Suspendované částice PM ₁₀ a PM _{2,5}	5
3.1.2. Oxid dusičitý.....	6
3.1.3. Oxid siřičitý	7
3.1.4. Oxid uhelnatý.....	8
3.1.5. Benzen	9
3.1.6. Benzo(a)pyren.....	10
3.1.7. Kyselina sírová	10
3.1.8. Pachové látky.....	11
3.2. Hodnocení expozice.....	11
3.3. Charakterizace rizika imisí.....	12
3.3.1. Charakterizace rizika suspendovaných částic	12
3.3.2. Charakterizace rizika oxidu dusičitého	14
3.3.3. Charakterizace rizika oxidu siřičitého	14
3.3.4. Charakterizace rizika oxidu uhelnatého.....	15
3.3.5. Charakterizace rizika benzenu	15
3.3.6. Charakterizace rizika benzo(a)pyrenu	16
3.3.7. Charakterizace rizika H ₂ SO ₄	16
4. Zdravotní riziko hluku.....	17
4.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku	17
4.2. Hodnocení expozice hluku.....	19
4.3. Charakterizace rizika hluku.....	21
5. Analýza nejistot.....	23
6. Závěr.....	24
7. Použitá a citovaná literatura	25
8. Přílohy	27

1. Zadání a výchozí podklady

Posouzení vlivů na veřejné zdraví (hodnocení zdravotních rizik) z hlediska zdravotních rizik imisních škodlivin v ovzduší a hluku bylo zpracováno na základě objednávky Ing. Radky Vokurkové ze společnosti Consulteco s.r.o., Tábořská 922, 293 01 Mladá Boleslav jako podklad pro dokumentaci záměru „Výrobní areál AAS Automotive s.r.o. v Milovicích – technologie povrchových úprav“ dle zákona č.100/2001 Sb., v platném znění, o posuzování vlivů na životní prostředí.

Zpracování posouzení vlivů na veřejné zdraví pro záměr „Výrobní areál AAS Automotive s.r.o. v Milovicích – technologie povrchových úprav“ bylo stanoveno v závěru zjišťovacího řízení Krajského úřadu Středočeského kraje ze dne 3.10.2018, pod čj. 106161/2018/KUSK.

Pro posouzení vlivů na veřejné zdraví zadavatelka předložila následující podklady:

- rozptylovou studii zpracovanou Mgr. Radomírem Smetanou ze společnosti EkoMod, Gagarinova 779, 460 07 Liberec 7, kancelář Nová 332, Liberec 10, datum zpracování 10.1.2019
- hlukovou studii zpracovanou Mgr. Radomírem Smetanou ze společnosti EkoMod, Gagarinova 779, 460 07 Liberec 7, kancelář Nová 332, Liberec 10, datum zpracování 16.1.2019

Předmětem záměru je nově instalovaná technologie společnosti AAS Automotive ve výrobní hale v areálu v Milovicích, kterou představuje povrchová úprava hliníkových výrobků anodickou oxidací (eloxováním). Anodická oxidace hliníku je mnohastupňový technologický proces. Eloxování je prováděno na technologické lince. Odsávání vzduchu od eloxovací linky budou zajišťovat dvě odsávací větve – pro alkalický odpadní vzduch a pro kyselý odpadní vzduch. Pro omezení emisí látek z procesu eloxování bude do každé odsávací větve instalována pračka vzduchu s účinností až 99 %. Leštění výrobků (jako příprava pro proces povrchových úprav) budou zajišťovat lešticí automaty. Odsávání lešticích strojů bude rozděleno do dvou větví, obě větve vedou do společného filtračního zařízení. Teplota pro ohřev eloxovací linky bude zajišťovat kotelná, ve které budou instalované dva kotle. Prostory skladu a technologie leštění budou vytápěny tmavými infrazářiči.

Nejbližší obytnou zástavbu u nové haly představují rodinné domy severovýchodní části obce Benátecká Vrutice (vzdálenost cca 600 m) a bytové domy východně od záměru (vzdálenost cca 450 m). Jižně od Topolové ulice je podle územního plánu města Milovice navržena plocha pro obytnou zástavbu rodinných domů.

Dopravně je areál napojen přímým výjezdem do Topolové ulice, a to na křižovatku s Armádní ulicí, kterou je zajištěno napojení na komunikaci č. II/272. V areálu je pojezdová a manipulační plocha před západní fasádou objektu sloužící k nakládce a vykládce vozidel. Před administrativním objektem je navrženo parkoviště pro 18 osobních vozidel. Podél západní stěny haly je umístěno dalších 30 stání pro osobní vozidla a 40 stání je navrženo podél hranice manipulační plochy pro vykládku a nakládku. Předpokládaný počet osobních automobilů zaměstnanců (vedení, pracovníci ve výrobě) je 60 osobních vozidel za den, z toho 20 osobních vozidel pracovníků vedení závodu. Osobní doprava bude probíhat v denní době i v noční době. Nákladní doprava bude zajišťovat dovoz surovin a expedici vyrobeného zboží pouze v denní době, což představuje max. 12 nákladních vozidel za den.

Podrobný popis technologie je uveden v dokumentaci.

Rozptylová studie řeší reprezentativní imise z provozu posuzovaného záměru následujících škodlivin: frakce suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$, oxidu dusičitého NO_2 , oxidu siřičitého SO_2 , oxidu uhelnatého CO , kyseliny sírové H_2SO_4 , benzenu a benzo(a)pyrenu. Vlivy těchto imisí jsou vyhodnoceny z hlediska zdravotních rizik v kapitolách identifikace a charakterizace nebezpečnosti včetně hodnocení expozice a charakterizace rizika. Problematika ovlivnění kvality ovzduší pachovými látkami ve vztahu k obtěžování obyvatel zápachem je upravena legislativou Ministerstva životního prostředí a hodnocení zdravotních rizik se touto problematikou dále nezabývá. Pro doplnění je pouze uvedena informativně kapitola o pachových látkách (kap.3.2.8).

V předložené rozptylové studii je řešeno dodržování legislativní úrovně ochrany zdraví obyvatel před nepříznivými vlivy ovzduší. V rámci posouzení vlivů imisí na veřejné zdraví se vyhodnocují možné zdravotní dopady příspěvku záměru a celkové situace v předmětné lokalitě (pozadí), kdy dodržení hodnot platných imisních limitů stanovených v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, představuje tzv. celospolečensky přijatelné riziko. Dále se v posouzení vlivů imisí na veřejné zdraví vyhodnocují

z hlediska zdravotních rizik škodliviny v ovzduší, pro které nejsou stanoveny imisní limity k ochraně zdraví.

Předmětem hlukové studie je výpočet hluku ze stacionárních zdrojů hluku (tj. vlastní výrobní činnosti, zařízení vzduchotechniky a chlazení na objektu haly a administrativní budovy, automobilové dopravy v areálu) a hluku z dopravy. Vlivy hluku na zdraví jsou vyhodnoceny v kapitolách identifikace a charakterizace nebezpečnosti včetně hodnocení expozice a charakterizace rizika.

V předložené hlukové studii je řešeno dodržování platných hygienických limitů stanovených v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů, které představují legislativní úroveň ochrany zdraví obyvatel před nepříznivými vlivy hluku. V rámci posouzení vlivů hluku na veřejné zdraví se vyhodnocují možné zdravotní dopady příspěvku záměru a celkové situace v předmětné lokalitě dle dostupných odborných poznatků v literatuře na základě vztahů expozice a účinku vycházející z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučení v zemích EU, tak jak je dále popsáno v kapitole 4.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku. V případě dodržení hodnot platných hygienických limitů stanovených v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů, se jedná o tzv. celospolečensky přijatelné riziko.

Posouzení vlivů na veřejné zdraví se nevztahuje na problematiku ochrany zdraví pracovníků, na havarijní stavy a porušování technologické kázně.

2. Metodický přístup

Posouzení vlivů na veřejné zdraví (hodnocení zdravotních rizik) bylo zpracováno podle metodických postupů v souladu s metodikami používanými Světovou zdravotnickou organizací (WHO) a Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí (US EPA). Mezi základní metodické podklady posouzení vlivů na veřejné zdraví v ČR řadíme metodické materiály hygienické služby k hodnocení zdravotních rizik v ČR, Autorizační návody vydané SZÚ k hodnocení zdravotních rizik AN 14/03 verze 3, AN 15/04 verze 4, AN 17/15, Manuál prevence v lékařské praxi díl VIII Základy hodnocení zdravotních rizik vydaný v roce 2000 Státním zdravotním ústavem Praha, Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území a další materiály.

Hodnocení rizika je postup, který využívá syntézu všech dostupných údajů podle současného vědeckého poznání pro určení druhu a stupně nebezpečnosti představovaného určitou látkou včetně charakterizace existujících nebo potenciálních rizik vyplývajících z uvedených zjištění. Vlastní proces hodnocení rizika se sestává ze čtyř základních kroků: určení nebezpečnosti, charakterizace nebezpečnosti, hodnocení expozice a charakterizace rizika.

Určení nebezpečnosti je prvním krokem v procesu hodnocení rizika. Zahrnuje sběr dat a vyhodnocení dat o možných typech poškození zdraví, která mohou být vyvolána danou látkou a o podmínkách expozice, za kterých k těmto poškozením dochází. V případě hluku je obsahem tohoto kroku popis možných nepříznivých účinků hluku na lidské zdraví.

Charakterizace nebezpečnosti popisuje kvantitativní vztahy mezi dávkou a rozsahem nepříznivého účinku. Tento krok vyžaduje dva základní typy extrapolací: extrapolace mezidruhově (pokusné zvíře-člověk) a extrapolace do oblasti nízkých dávek. Cílem je získání základních parametrů pro kvantifikaci rizika, kdy existují dva základní typy účinků - prahový a bezprahový.

U látek, které nejsou podezřelé z karcinogenity, se předpokládá účinek prahový, kdy se může projevit tzv. toxický účinek látky na organismus. Pro zjištění, kdy ještě látka není toxická pro organismus, se využívají hodnoty doporučených koncentrací pro kvalitu ovzduší Světové zdravotnické organizace (WHO), tolerovatelné koncentrace látek v ovzduší TCA Holandského národního ústavu veřejného zdraví a prostředí (RIVM), referenční koncentrace látek v ovzduší Ministerstva zdravotnictví ČR (MZ ČR) nebo referenční koncentrace RfC, které jsou uváděny v databázích Americké agentury pro ochranu životního prostředí (US EPA), referenční expoziční limity REL Úřadu pro řízení zdravotních rizik (OEHHA) Kalifornské agentury pro ochranu životního prostředí (Cal/EPA) nebo navržené hodnoty jiných institucí.

U látek podezřelých z karcinogenity u člověka se předpokládá bezprahový účinek. Vychází se z předpokladu, že negativní účinek na lidské zdraví může vyvolat jakýkoliv kontakt s karcinogenní

látkou. Pro vlastní výpočet se využívají jednotky karcinogenního rizika, které lze vyhledat v databázích US EPA, ve směrnících pro kvalitu ovzduší WHO nebo v materiálech dalších institucí.

V případě charakterizace nebezpečnosti hluku se snažíme najít referenční hladiny hlukové expozice pro hlavní nepříznivé účinky hluku na zdraví a případně stanovit kvantitativní vztah mezi úrovní zvýšené expozice hluku a pravděpodobností zdravotního postižení průměrně citlivých jedinců exponované populace.

Hodnocení expozice je nejobtížnější a současně klíčový krok při hodnocení rizika. Popisuje zdroje, cesty, velikost, četnost a trvání expozice dané populace sledovanému faktoru. Na rozdíl od expozice chemickým látkám se u hlukové expozice podstatně více uplatňují různé okolnosti a vlivy ekonomického, sociálního či psychologického charakteru výrazně modifikující a spoluurčující výsledné zdravotní účinky působení hluku.

Konečným krokem hodnocení rizika je **charakterizace rizika**, které zahrnuje syntézu dat získaných v předchozích krocích. Při hodnocení rizika toxického nekarcinogenního účinku se provádí výpočet kvocientu nebezpečnosti HQ. Pokud HQ dosahuje hodnoty menší než 1, neočekává se žádné významné riziko toxických účinků. Odhad míry karcinogenního rizika se vyjadřuje jako teoretické navýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění pro jednotlivce (ILCR), které může způsobit daná úroveň expozice hodnocené látky nad obecný výskyt nádorů v populaci za 70 let celoživotní expozice. Při hodnocení karcinogenního účinku se vychází z principu přijatelného rizika, kdy podle MZ ČR je možné za přijatelné rozmezí karcinogenního rizika považovat řádovou úroveň pravděpodobnosti 10^{-6} (tedy 1- 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob).

V případě kontinuálního dlouhodobého působení hluku z pozemní dopravy městského typu na větší počet obyvatel je standardním výstupem charakterizace rizika počet obyvatel, u kterých lze očekávat nepříznivé projevy působení hluku, jak v oblasti subjektivních pocitů obtěžování nebo špatného spánku, tak i v podobě objektivních projevů zdravotního postižení ve formě zvýšené nemocnosti. Každé hodnocení rizika je zatíženo **nejistotami**, které jsou uvedeny v závěru každého hodnocení [1, 17].

3. Zdravotní rizika imisí znečišťujících látek

3.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti imisí

3.1.1. Suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}

Suspendované částice PM ve vzduchu představují různorodou směs organických a anorganických částic kapalného nebo pevného skupenství, různé velikosti, složení a původu. Hlavní cestou expozice suspendovaných částic do organismu je inhalace, a to jak ze zdrojů ve venkovním prostředí, tak ve vnitřním prostředí. Jejich nepříznivý účinek na lidské zdraví je závislý na velikosti částic, na jejich koncentraci, chemickém složení a na adsorpci dalších znečišťujících látek na jejich povrchu. Po inhalaci jsou větší částice zachyceny v horních partiích dýchacích cest, kdy se obvykle dostanou do trávicího traktu a cestu expozice zde představuje požití. Suspendované částice frakce PM₁₀ (částice s aerodynamickým průměrem pod 10 μm) se dostávají do dolních cest dýchacích a jemnější částice označované jako frakce PM_{2,5} (částice s aerodynamickým průměrem pod 2,5 μm) pronikají až do plicních sklípků. Nedávné epidemiologické studie naznačily, že krátkodobé výkyvy suspendovaných částic v ovzduší jsou spojeny s nepříznivými zdravotními účinky již při velmi nízké úrovni expozice pod 100 μg/m³, a i dlouhodobé působení nízkých koncentrací suspendovaných částic má vliv na úmrtnost, zvýšený výskyt zánětů průdušek, snížení plicních funkcí. WHO uvádí, že z výsledků většiny epidemiologických studií prováděných na velkých populacích vyplývá, že nelze stanovit prahovou koncentraci pro suspendované částice PM, pod kterou by nebyly popisovány nepříznivé zdravotní účinky vzhledem k tomu, že se v populaci vyskytují citlivé skupiny populace jako děti, astmatici, lidé s chronickou bronchitidou a starší osoby především s onemocněním srdce a plic [2,3].

Výsledky epidemiologických studií popisují při krátkodobě zvýšených koncentracích suspendovaných částic PM přechodné zvýšení nemocnosti i úmrtnosti především u citlivých skupin populace. Krátkodobě zvýšené koncentrace suspendovaných částic jsou spojovány se zánětlivými reakcemi plic, respiračními příznaky (kašel, podrážděním dolních dýchacích cest), nepříznivými účinky na kardiovaskulární systém, se zvýšením počtu hospitalizací z důvodu respiračních onemocnění, s

nárůstem použití léků k rozšíření průdušek při astmatických potížích. Tyto popisované nepříznivé účinky jsou pozorovány po výrazném zvýšení denních imisních koncentrací, a to v době výskytu zvýšených denních imisních koncentrací, a i několik dní po jejich poklesu na nižší koncentrační úroveň. WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 doporučuje pro denní koncentrace suspendovaných částic frakce PM_{10} směrnou hodnotu $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jako 99% percentil a pro denní koncentrace suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$ směrnou hodnotu $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Z hlediska hodnocení zdravotních rizik je pro obyvatelstvo podstatně významnější chronické působení ročních koncentrací suspendovaných částic PM, neboť se jedná o jejich dlouhodobé působení na lidský organismus. Z výsledků epidemiologických studií v případě působení dlouhodobých ročních koncentrací suspendovaných částic je popisováno snížení plicních funkcí u dospělých i dětí a s tím například související zvýšený výskyt respiračních příznaků a zvýšení spotřeby léků na rozšíření průdušek, dále je uváděna zvýšená úmrtnost na onemocnění srdce a plic a s největší pravděpodobností i na rakovinu plic. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) klasifikovala venkovní znečištěné ovzduší v roce 2013 jako karcinogenní pro člověka do skupiny 1. Suspendované částice, které tvoří hlavní část znečištěného venkovního prostředí, IARC také zařadila do skupiny 1. Tento závěr vyšel z hodnocení, které ukázalo rostoucí riziko rakoviny plic se zvyšující se úrovní expozice suspendovanými částicemi a znečištěným venkovním ovzduším. Ke kvantifikaci tohoto rizika nejsou k dispozici další informace [6, 9]. Zvýšená úmrtnost znamená zkrácení délky lidského života. WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 doporučuje pro průměrné roční koncentrace PM_{10} směrnou hodnotu $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a pro průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ směrnou hodnotu $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. U průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ se jedná o nejnižší hladinu, od které se s 95% jistotou zvyšuje celková úmrtnost [3,4]. Jak již bylo konstatováno nelze stanovit prahovou koncentraci pro suspendované částice PM, pod kterou by nebyly popisovány nepříznivé zdravotní účinky, a tudíž ani tyto směrné doporučené hodnoty WHO nepředstavují plnou ochranu zdraví obyvatel.

V materiálu WHO z roku 2006 je uvedeno, že posouzení rizik suspendovaných částic, závěry a doporučení pracovní skupiny WHO byly publikovány v rámci programu CAFE (Clean Air for Europe - Čistého vzduchu pro Evropu). Hlavním nepříznivým účinkem suspendovaných částic dle epidemiologických studií je ovlivnění úmrtnosti. WHO doporučuje při hodnocení nepříznivých účinků suspendovaných částic z hlediska chronické expozice vycházet z rozsáhlé americké kohortní studie, která došla k závěru, že zvýšení průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ představuje zvýšení celkové úmrtnosti o 6 %. V materiálu je uvedena i kvantifikace dopadů nepříznivého vlivu suspendovaných částic na zvýšenou nemocnost. Vztahy týkající se nemocnosti vyjadřují počty nových případů nebo dnů v jednom roce na počet obyvatel konkrétní věkové skupiny, které se vztahují k $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace PM_{10} či $PM_{2,5}$ [4]. V nejnovějším materiálu WHO z roku 2013 jsou uvedeny výsledky projektu HRAPIE (Health Risks of Air Pollution in Europe - Zdravotní rizika z ovzduší v Evropě), kde jsou uvedeny referenční vztahy, které slouží k výpočtu atributivního rizika v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti populace. Využity jsou vztahy expozice a účinku odvozené z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel [5]. Podobně jako v případě vztahů v programu CAFE ukazatele nemocnosti, vyjma počtu hospitalizací, jsou zatíženy vyšší mírou nejistoty než v případě vztahů pro úmrtnost.

V současné době jsou v České republice platné imisní limity stanovené v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro denní koncentrace PM_{10} $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ s přípustnou četností překročení 35x za kalendářní rok, pro průměrné roční koncentrace PM_{10} $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a pro průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.1.2. Oxid dusičitý

Oxid dusičitý NO_2 (CAS 10102-44-0) je červenohnědý a štiplavě páchnoucí plyn, rozpustný ve vodě. Hlavní cestou expozice oxidu dusičitého je inhalace, a to jak ze zdrojů ve venkovním prostředí, tak ve vnitřním prostředí. Publikované nepříznivé zdravotní účinky oxidu dusičitého ve směrnici WHO pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 vycházejí z výsledků kontrolovaných klinických studií a z epidemiologických studií. Epidemiologické studie prokázaly různé účinky zahrnující poškození plicního metabolismu, plicních funkcí a zvýšení vnímavosti k plicním infekcím. Z klinických studií vyplynulo, že vliv na plicní funkce u zdravých osob mají až vysoké koncentrace nad $1990 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Další studie byly zaměřeny na citlivé skupiny osob, a to na astmatiky, pacienty s chronickou

obstrukční chorobou plic a pacienty s chronickou bronchitidou, kteří jsou k akutním změnám funkce plic a zvýšení reaktivity dýchacích cest jednoznačně náchylnější. WHO ve svých závěrech uvádí, že malé změny v plicních funkcích byly popsány v několika studiích u astmatiků při akutní expozici 375 - 565 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a tuto koncentraci považuje za LOAEL (nejnižší úroveň expozice, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou). Na základě těchto klinických studií WHO stanovila směrnou hodnotu pro jednohodinovou koncentraci v úrovni 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Při dvojnásobné koncentraci navržené doporučené hodnoty tj. 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byly pozorovány malé změny plicních funkcí u astmatiků s konstatováním, že chlad a další alergeny v ovzduší současně s inhalací oxidu dusičitého tyto nepříznivé účinky zvyšují. Pro krátkodobé imisní koncentrace 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, což představuje 50 % doporučené hodnoty, nebyly u nejcitlivější skupiny populace (u astmatiků) zaznamenány nepříznivé zdravotní účinky [2]. WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 uvádí výsledky opakovaných studií, které ukazují na přímé ovlivnění plicních funkcí u astmatiků při krátkodobých expozicích 560 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a zvýšení reaktivity dýchacích cest u astmatiků nad 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Na základě výsledků těchto studií potvrdilo doporučenou směrnou hodnotu jednohodinové koncentrace oxidu dusičitého v úrovni 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [3], kdy tato hodnota odpovídá imisnímu limitu stanovenému v zákoně č.201/2012 Sb. o ochraně ovzduší.

WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 uvádí, že v současné době nejsou k dispozici epidemiologické studie pro chronické působení oxidu dusičitého, které by jednoznačně stanovily délku expozice a úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici neměla prokazatelný zdravotně nepříznivý účinek. Studie ve vnitřním prostředí naznačily, že zvýšení koncentrací oxidu dusičitého o 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (jednalo se o průměrné 2 týdenní koncentrace) představuje 20 % nárůst nemocí dolních cest dýchacích u dětí ve věku 5-12 let, zároveň je konstatováno, že tyto výsledky nemohou být aplikovány pro kvantifikaci vlivu oxidu dusičitého ve venkovním prostředí. Epidemiologické studie ve venkovním městském prostředí amerických a evropských měst v případě chronické expozice našly kvalitativní vztah mezi působením oxidu dusičitého na nárůst respiračních příznaků u astmatických dětí či pokles plicních funkcí u dětí (většinou při průměrné roční koncentraci 50-75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a vyšší, ve shodě se studii ve vnitřním prostředí). Na základě těchto epidemiologických studií WHO ve své směrnici z roku 2000 stanovilo směrnou hodnotu pro průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého v úrovni 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, tato hodnota byla potvrzena i v aktualizovaném dodatku WHO z roku 2005, i přesto že nejnovější studie z vnitřního prostředí poskytly údaje o výskytu respiračních příznaků u dětí pod 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Tyto důkazy však nejsou dle WHO prozatím dostatečně doloženy. V současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku oxidu dusičitého na lidské zdraví [2,3].

V současné době jsou v České republice platné imisní limity stanovené v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro hodinové koncentrace NO_2 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ s přípustnou četností překročení 18x za kalendářní rok a pro průměrné roční koncentrace NO_2 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.1.3. Oxid siřičitý

Oxid siřičitý SO_2 (CAS 7446-09-5) je bezbarvý plyn, který se ochotně rozpouští ve vodě. Hlavní cestou expozice oxidu siřičitého je inhalace, kdy se po vdechnutí absorbuje na povrchu nosní sliznice a sliznice horních cest dýchacích. WHO uvádí nepříznivé zdravotní účinky při akutní, subchronické i chronické inhalační expozici oxidem siřičitým, které byly zjištěny v kontrolovaných klinických studiích a v epidemiologických studiích.

Krátkodobé akutní účinky oxidu siřičitého se týkají především dráždivého účinku na sliznice dýchacích cest, který vede k přechodnému zúžení průdušek až k snížení plicních funkcí. Tyto poznatky vycházejí ze studií na dobrovolnících s délkou expozice od jedné minuty do jedné hodiny. Uvádí se, že nepříznivé účinky vlivem působení oxidu siřičitého se objevily okamžitě během několika prvních minut a že prodlužování doby expozice nemělo již vliv na zvyšování úrovně nepříznivých účinků. Nepříznivé účinky se naopak stupňovaly v případě cvičení při zvýšené ventilaci plic. Široké rozpětí senzitivity bylo demonstrováno na skupině zdravých jedinců a na skupině astmatiků. Astmatici patří mezi nejcitlivější skupinu populace. Pouze malé změny v plicních funkcích, které ale nebyly klinicky významné, byly pozorovány při délce expozice 15 minut v úrovni koncentrace oxidu siřičitého 572 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pouze u dvou astmatických pacientů v jedné dřívější studii byly pozorovány malé změny v plicních funkcích již při krátkodobé expozici 286 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [2]. WHO v aktualizovaném

dodatku z roku 2005 stanovilo směrnou hodnotu pro krátkodobou 10 minutovou expozici v úrovni 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Tato hodnota vychází z kontrolované studie s cvičícími astmatiky, kdy byly pozorovány změny v plicních funkcích a respirační příznaky. Dle WHO krátkodobé expozice SO_2 jsou do značné míry závislé na charakteru místních zdrojů a převládajících meteorologických podmínkách, a tudíž není možné odhadnout odpovídající směrnou hodnotu pro delší časové období např. 1 hodiny. Vzhledem k tomu WHO směrnou hodinovou koncentrací nestanovila [3].

Informace o nepříznivých účincích oxidu siřičitého na lidský organismus při subchronické a chronické expozici jsou čerpány především z epidemiologických studií. Výsledky epidemiologických studií ukázaly na nárůst respiračních příznaků a zvýšené nemocnosti při denních koncentracích oxidu siřičitého a suspendovaných částic nad 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a při ročních koncentracích nad 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ při spolupůsobení suspendovaných částic. WHO na základě těchto studií s použitím bezpečnostního faktoru 2 stanovila následující doporučené hodnoty: pro denní koncentrace oxidu siřičitého 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a pro průměrné roční koncentrace oxidu siřičitého 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Imisní limity v České republice pro denní koncentrace SO_2 a průměrné roční koncentrace SO_2 vycházely z těchto starších doporučení WHO. Několik posledních epidemiologických studií týkajících se směsi emisí z průmyslových a dopravních zdrojů prokázalo souvislost s celkovou, kardiovaskulární a respirační úmrtností a se zvýšením počtu hospitalizací z důvodu respiračních onemocnění při ještě nižších úrovních expozice (roční průměrné koncentrace oxidu siřičitého se pohybovaly pod 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a denní koncentrace oxidu siřičitého obvykle nepřekročily hodnotu 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [2]. Na základě nejnovějších studií WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 z principu předběžné opatrnosti snížilo doporučenou denní koncentraci oxidu siřičitého z hodnoty 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na preventivní hodnotu 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ s přechodným cílem 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. WHO vychází z epidemiologických studií provedených v Hong Kongu, kde se podařilo ve velmi krátké době snížit obsah síry v palivech a zároveň došlo i k významnému snížení respirační nemocnosti u dětí a snížení celkové úmrtnosti (studie Hedley et al., 2002). WHO s ohledem na doporučenou denní koncentraci SO_2 v úrovni 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nestanovilo doporučenou hodnotu pro průměrné roční koncentrace SO_2 , protože se předpokládá, že hodnota denní koncentrace zajistí i nízké hodnoty průměrných ročních koncentrací [3]. V současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku oxidu siřičitého na lidské zdraví. Výsledky kohortových studií ukázaly, že ovlivnění úmrtnosti má pravděpodobně užší vztah k působení suspendovaných částic než k působení oxidu siřičitého. Nejistoty vyplývají z interpretací výsledků epidemiologických studií v případě akutního, subchronického i chronického účinku, kdy není stále jasné, zda popisované nepříznivé účinky jsou spjaty pouze s působením oxidu siřičitého nebo zda se jedná o vzájemné působení suspendovaných částic s naadsorbovaným oxidem siřičitým či dalších látek v ovzduší.

V současné době jsou v České republice platné imisní limity stanovené v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro hodinové koncentrace SO_2 350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ s přípustnou četností překročení 24x za kalendářní rok a pro denní koncentrace SO_2 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ s přípustnou četností překročení 3x za kalendářní rok.

3.1.4. Oxid uhelnatý

Oxid uhelnatý CO (CAS 630-08-0) je bezbarvý plyn, bez zápachu, špatně rozpustný ve vodě, má nepatrně nižší hustotu než vzduch. Velký podíl emisí oxidu uhelnatého je z výfuků aut, různých průmyslových procesů, spaloven a elektráren. Přírodní pozadí způsobují nebiologické a biologické zdroje jako například rostliny, oceány a oxidace uhlovodíků. Ve vnitřním prostředí jsou zdrojem oxidu uhelnatého plynové spotřebiče a kouření. Hlavní cestou expozice oxidu uhelnatého je inhalace a to jak ze zdrojů ve venkovním prostředí, tak ve vnitřním prostředí. Při inhalační expozici se oxid uhelnatý rychle a ochotně váže na hemoglobin červených krvinek za vzniku karboxyhemoglobinu (COHb). Ochota vázat se na hemoglobin je u oxidu uhelnatého 200 – 250 x vyšší než u kyslíku. V důsledku toho při akutní expozici oxidem uhelnatým dochází ke tkáňové hypoxii (nedostatku kyslíku) především u orgánů a tkání s vysokým obsahem kyslíku jako je mozek, srdce, vyvíjející se plod. Během expozice oxidem uhelnatým se hladina COHb rychle zvyšuje a po 6 až 8 hodinách expozice se ustálí na určitém rovnovážném stavu. Tato vazba oxidu uhelnatého na hemoglobin je reversibilní. U zdravých lidí malé množství oxidu uhelnatého vzniká v organismu endogenně v úrovni koncentrace COHb 0,4-0,7%, během těhotenství se koncentrace COHb zvyšuje na 0,7-2,5%. U nekuřáků v důsledku endogenní produkce oxidu uhelnatého a expozice oxidu uhelnatého z venkovního prostředí

se koncentrace COHb pohybuje v úrovni 0,5-1,5%. Nekuřáci v některých povoláních (řidiči, policisté, pracovníci v garážích, tunelech, hasiči) mohou mít dlouhodobé hladiny COHb v úrovni až nad 5% a zdraví kuřáci nad 10%. Při zvýšené tělesné zátěži například v uzavřených zimních stadiónech při expozici vysokým koncentracím oxidu uhelnatého se může koncentrace COHb pohybovat na úrovni 10-20%. WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 uvádí nepříznivé zdravotní účinky při inhalační expozici oxidem uhelnatým a to neurologické účinky se změnou chování, kardiovaskulární účinky a vliv na vývoj plodu. Při akutní inhalační expozici oxidem uhelnatým se projevují neurologickým účinky na lidský organismus, kdy při koncentraci COHb v krvi okolo 10% jsou pozorovány bolesti hlavy, při ještě vyšších koncentracích závrať, nevolnost a zvracení. Hladiny koncentrací COHb kolem 40% mohou způsobit kóma a zhroucení, při hladinách COHb kolem 50-60% je otrava často smrtelná. Neurologické účinky se změnou chování zahrnují zhoršení koordinace, schopnosti řízení a bdělosti při řízení při koncentracích COHb 5,1-8,2 %.

Epidemiologické a klinické studie naznačují, že expozice oxidem uhelnatým z kouření, ze zdrojů z venkovního i vnitřního prostředí přispívá ke kardiovaskulární úmrtnosti a časnějšímu nástupu infarktu myokardu. Během těhotenství je endogenní produkce oxidu uhelnatého obvykle zvýšená o 20% oproti stavu před těhotenstvím. Kouření v těhotenství pravděpodobně zvyšuje riziko úmrtí dětí krátce po porodu a souvisí s chováním kojenců a malých dětí.

Pro ochranu nekuřáků, populace ve středním věku a starších skupin populace se srdečním onemocněním a pro ochranu plodů u nekuřáček před nežádoucími účinky hypoxie (nedostatku kyslíku) by neměla být překročena hladina COHb v krvi 2,5%. WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 na základě výše uvedeného doporučuje následující koncentrace oxidu uhelnatého: 100 mg/m³ po dobu 15 minut, 60 mg/m³ po dobu 30 minut, 30 mg/m³ po dobu 1 hodiny, 10 mg/m³ po dobu 8 hodin [2].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb. o ochraně ovzduší pro maximální denní osmihodinový průměr CO v úrovni 10 mg/m³.

3.1.5. Benzen

Benzen (CAS 71-43-2) je bezbarvá, těkavá kapalina s aromatickým zápachem, málo mísitelná s vodou. Zdrojem emisí benzenu je kouření, spalování, výpary z benzínových stanic a výfukové plyny z aut. Hlavním cestou expozice je inhalace. Akutní toxicita benzenu je nízká. WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 uvádí významné nepříznivé zdravotní účinky při dlouhodobé inhalační expozici a to hematotoxické, genotoxické a karcinogenní. Chronická expozice benzenem působí na kostní dřeň, kdy dochází k poruchám krvetvorby. U profesionálně exponované populace vysokým koncentracím benzenu jsou popisovány hematotoxické účinky jako pokles červených a bílých krvinek. Karcinogenní účinek benzenu je popsán u profesionálně exponované populace, a to zvýšení úmrtnosti na leukémii. Pozorovány byly též imunologické změny, především pokles lymfocytů. WHO doporučuje ve směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 inhalační jednotku karcinogenního rizika pro celoživotní expozici koncentraci 1 µg/m³ v úrovni UR 6x10⁻⁶(µg/m³)⁻¹. To znamená, že při celoživotní expozici benzenem v koncentraci 1 µg/m³ se zvýší pravděpodobnost vzniku nádorového onemocnění o 6 osob na milion exponovaných obyvatel. Tato inhalační jednotka karcinogenního rizika představuje geometrický průměr z hodnot inhalačních jednotek karcinogenního rizika odvozených různými modely z aktualizované epidemiologické studie u profesionálně exponované populace (Crump a Allen, Paustenbach a kol.) Vzhledem k tomu, že tato inhalační jednotka karcinogenního rizika je odvozena ze studií na profesionálně exponované populaci, lze usuzovat, že riziko působení benzenu ve venkovním prostředí tím vědomě nadhodnocujeme [2]. Benzen byl zařazen Mezinárodní agenturou pro výzkum rakoviny IARC (2012) do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny [9].

US EPA v databázi IRIS uvádí referenční koncentraci RfC benzenu ve venkovním ovzduší, která ani při celoživotní expozici pravděpodobně nevyvolá u člověka žádné nepříznivé zdravotní účinky, v úrovni 0,03 mg/m³. Tato hodnota byla stanovena z výsledků inhalační studie na pracovnících Rothman a kol. (1996), kdy došlo k poklesu počtu lymfocytů. US EPA klasifikovala benzen do skupiny A jako karcinogen pro člověka (s dostatečným průkazem v epidemiologických studiích). US EPA uvádí rozpětí jednotek karcinogenního rizika leukémie 2,2x10⁻⁶-7,8 x10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹, kterým

odpovídá v ovzduší koncentrace 0,13-0,45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. US EPA vychází ze studií Paustenbach a kol. (1993), Crump (1992, 1994) a Crump a Allen (1984) [8].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb. o ochraně ovzduší pro průměrné roční koncentrace benzenu 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.1.6. Benzo(a)pyren

Polycyklické aromatické uhlovodíky PAU tvoří směs organických sloučenin složených ze dvou nebo více aromatických jader s rozdílnou zdravotní závažností. V současné době bylo identifikováno v životním prostředí kolem 500 různých PAU s velmi různorodými toxikologickými vlastnostmi. Některé PAU mohou být genotoxické, karcinogenní, mohou nepříznivě ovlivňovat imunitní a reprodukční systém. PAU jsou velmi málo rozpustné ve vodě a vysoce lipofilní látky. Většina sloučenin PAU se adsorbují na pevné suspendované částice. WHO nestanovuje pro PAU ve vnějším ovzduší specifickou doporučenou limitní koncentraci. Důvodem je jak bezprahový karcinogenní účinek, který představuje hlavní riziko těchto látek v ovzduší, tak i jejich výskyt ve směsích a možnost interakce s pevnými částicemi a dalšími látkami v ovzduší. Doporučuje proto, aby obsah PAU v ovzduší byl omezován na nejnižší možnou úroveň [2].

Z hlediska nepříznivých účinků na člověka je za zdravotně nejzávažnější považován benzo(a)pyren klasifikovaný Mezinárodní agenturou pro výzkum rakoviny IARC (2012) do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny a US EPA klasifikovaný jako karcinogenní pro člověka se silnými důkazy na zvířatech a na člověku [9, 8]. Dostupné experimentální údaje o inhalační absorpci PAU jsou omezené většinou jen na údaje o benzo(a)pyrenu BaP (CAS 50-32-8). WHO ve Směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 uvádí epidemiologické studie u pracovníků koksárenských pecí, které prokázaly vysoké riziko rakoviny plic při inhalační expozici BaP. V USA vyšly pro určení jednotky individuálního rizika rakoviny benzenových frakcí z těchto epidemiologických studií. WHO v roce 1987 přejala výsledky epidemiologických studií pracovníků koksárenských pecí a vzhledem k tomu, že BaP tvoří 0,71 % z benzenové frakce emisí koksárenských pecí, byla stanovena inhalační jednotka karcinogenního rizika UR $8,7 \times 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pro BaP. Těto jednotce karcinogenního rizika odpovídá koncentrace BaP 0,012 ng/m^3 ve venkovním ovzduší. Tuto inhalační jednotku karcinogenního rizika potvrdilo WHO ve svém materiálu i v roce 2000 [2].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro průměrnou roční koncentraci benzo(a)pyrenu 1 ng/m^3 .

3.1.7. Kyselina sírová

Kyselina sírová, H_2SO_4 , CAS 7664-93-9 je bezbarvá, olejovitá kapalina. Americká hygienická asociace v průmyslu uvádí čichový práh kyseliny sírové v úrovni 1 mg/m^3 s dráždiví koncentrací 1,1 mg/m^3 [16]. V odborné literatuře se uvádí dráždivý účinek na dýchací cesty, sliznice, oči, dále byly nalezeny změny v plicních funkcích. V rámci pracovní expozice při vyšších koncentracích se prokázalo poškození zubní skloviny. Neexistují žádné potvrzené studie, které by jednoznačně prokázaly reprodukční nebo vývojovou toxicitu spojenou s expozicí kyselinou sírovou. Mezi citlivé skupiny řadíme astmatiky [12].

Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik stanovil pro kyselinu sírovou akutní referenční expoziční limit REL v úrovni 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ s dobou expozice 1 hodiny (s účinkem na respirační systém - malé změny v plicních funkcích u astmatiků) a chronický referenční expoziční limit REL v úrovni 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ s účinkem na respirační systém. Akutní REL vychází ze studií na astmaticích a chronické REL vychází ze studií na zvířatech [11,12].

US EPA v databázi regionálních screeningových koncentrací (RSL) založených na riziku uvádí pro kyselinu sírovou pro nekarcinogenní účinky ve venkovním prostředí pro obytné zóny RSL v úrovni 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, kdy HQ = 1, kterou odvodil Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik Cal/EPA [13].

V databázi IRIS US EPA, v databázích holandského Národního ústavu veřejného zdraví a prostředí RIVM nebyla tolerovaná hodnota pro kyselinu sírovou nalezena, taktéž Ministerstvo zdravotnictví ČR referenční koncentraci pro venkovní ovzduší pro kyselinu sírovou neuvádí [8,10,13]. V současné době není v České republice stanoven imisní limit pro kyselinu sírovou.

3.1.8. Pachové látky

Pachová látka je látka, která stimuluje lidský čichový systém tak, že je vnímán pach. Pach je smyslová vlastnost, která je vnímána čichovým orgánem po vdechnutí určitého objemu látky. Pachy a vůně mají nejsilnější účinky ze všech smyslových vjemů a působí také na náš psychický stav.

Zápach tvoří převážně směs chemických prvků a sloučenin, které se vzájemně ovlivňují a reagují spolu. Zapáchající látky jsou cítit již při velmi nízkých koncentracích, které už často nejsou stanovitelné analytickými metodami. Zapáchající látky se ve venkovním prostředí rozptýlí a mohou reagovat současně s dalšími imisemi v ovzduší jako ozonem, oxidem dusičitým, mohou se také rozkládat za přítomnosti UV záření či se měnit teplem. Všechny tyto vlivy mohou měnit charakter původního pachu až k jeho úplně změně. Míra negativního působení pachu na obyvatelstvo závisí na četnosti výskytu zápachu, délce jeho trvání, na počasí a na momentálních rozptylových podmínkách. Pach ve vysokých koncentracích může obtěžovat a vyvolávat subjektivní zdravotní obtíže jako např. nevolnost, bolest hlavy, výtok z nosu, podráždění očí, podráždění hrdla, dušnost, ospalost, poruchy spánku, neschopnost se soustředit. Obtěžující pachové vjemy mohou mít vliv na pohodu, a i na psychiku člověka. Obvykle se tyto obtíže vyskytují pouze v okamžiku expozice pachovými látkami a k vymizení obtíží dochází v poměrně krátkém časovém úseku po vymizení zápachu. Citlivost k pachům, k zápachu je poměrně individuální záležitostí a závisí na subjektivní citlivosti každého jedince, do jaké míry vnímá zápach jako obtěžující. Vzhledem k tomu, že se jedná o proměnlivou směs těkavých látek, nelze přesně vliv jednotlivých látek, které vytvářejí pach měřit či modelovat a tím pádem také kvantitativně po jednotlivých sloučeninách vyhodnotit.

3.2. Hodnocení expozice

Hodnocení expozice vychází z předložené rozptylové studie zpracované Mgr. Radomírem Smetanou ze společnosti EkoMod, Gagarinova 779, 460 07 Liberec 7, kancelář Nová 332, Liberec 10, datum zpracování 10.1.2019. Výpočet je proveden pomocí programového systému SYMOS'97 ve výpočetní síti o rozměrech 1,8 x 1,4 km se stranou čtverce 20 m. Pro podrobné zhodnocení situace po výstavbě závodu bylo zvoleno osm referenčních bodů: RB1 - Benátecká Vrutice č.p. 912, RB2 - Benátecká Vrutice č.p. 913, RB3 - Benátecká Vrutice č.p. 175, RB4 - Benátecká Vrutice č.p. 50, RB5 - Benátecká Vrutice č.p. 177, RB6 až RB8 - body na hranici plochy pro výstavbu RD. V rozptylové studii byl proveden modelový výpočet imisních příspěvků následujících škodlivin: frakce suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}, oxidu dusičitého NO₂, oxidu siřičitého SO₂, oxidu uhelnatého CO, kyseliny sírové H₂SO₄, benzenu a benzo(a)pyrenu.

Tabulka č. 1: Vypočtené imisní příspěvky jednotlivých škodlivin (minima a maxima) z osmi referenčních bodů včetně pozadí prezentované pětiletými průměry ČHMÚ 2013-2017 a stanicí ČHMÚ Rožďalovice – Ruská v roce 2017* (zdroj dat - rozptylová studie)

Imisní koncentrace		Příspěvek záměru	Pozadí	Imisní limit
PM ₁₀	C _r [μg/m ³]	0,0014-0,0162	23,1-23,6	40
	C _{max d} [μg/m ³]	0,079-0,236	40,1-41,6	50
PM _{2,5}	C _r [μg/m ³]	0,0014-0,0156	17,4-17,7	25 (**20)
NO ₂	C _r [μg/m ³]	0,0042-0,018	11,8-16,9	40
	C _{max hod} [μg/m ³]	0,36-1,14	71,2*	200
SO ₂	C _r [μg/m ³]	0,096-0,527	5,1*	-
	C _{max d} [μg/m ³]	8,3-21,9	29,1*	125
	C _{max hod} [μg/m ³]	10,2-26,3	49,5*	350
CO	C _{max 8hod} [μg/m ³]	1,10-3,29	-	10 000
H ₂ SO ₄	C _r [μg/m ³]	0,010-0,053	-	-
	C _{max hod} [μg/m ³]	1,02-2,63	-	-
benzen	C _r [μg/m ³]	0,000020-0,000162	1,1-1,2	5
BaP	C _r [ng/m ³]	0,000021-0,000212	1,1-1,4	1

**od 1.1.2020

Pětileté průměry ČHMÚ neposkytují data o pozadí hodinových koncentrací NO₂, hodinových a ročních koncentrací SO₂ a imisních koncentrací CO. Pro tyto látky (mimo CO) jsou využity v rozptylové studii data z nejbližší monitorovací stanice ČHMÚ Rožďalovice – Ruská [15] (viz tabulka č. 1). V případě imisních koncentrací CO jsou ve Středočeském kraji v okrese Beroun k dispozici data ze dvou měřících stanic: v roce 2017 zde byla naměřena maximální 8 hodinová koncentrace 2730 µg/m³ [15].

Při hodnocení inhalační expozice vycházíme z konzervativního přístupu, kdy vypočtené imisní příspěvky škodlivin v rozptylové studii budou působit na obyvatelstvo ve venkovním prostředí 24 hodin denně. Jedná se tedy o přístup na straně bezpečnosti. Posouzení vlivů příspěvků jednotlivých škodlivin na veřejné zdraví včetně pozadí jednotlivých škodlivin je provedeno v jednotlivých kapitolách charakterizace rizika.

Benátecká Vrutice je součástí Milovic. Milovice měly k 1.1.2018 dle ČSÚ 11 508 obyvatel.

3.3. Charakterizace rizika imisí

Charakterizace rizika nekarcinogenních účinků

Kvantitativní charakterizaci rizika toxických nekarcinogenních účinků stanovujeme pomocí kvocientu nebezpečnosti HQ. Kvocient nebezpečnosti HQ získáme podílem koncentrace v ovzduší z rozptylové studie s nalezenými referenčními doporučenými koncentracemi US EPA, WHO, Cal/EPA nebo s referenčními hodnotami dalších institucí dle vzorce: $HQ = C_r \text{ nebo } C_{hod} (\mu\text{g}/\text{m}^3) / \text{referenční koncentrace } (\mu\text{g}/\text{m}^3)$. Referenční koncentrace je stanovená koncentrace, která při celoživotní inhalační expozici (včetně citlivých podskupin) pravděpodobně nepůsobí poškození zdraví.

Pokud HQ dosahuje hodnoty menší než 1, neočekává se žádné významné riziko toxických účinků.

Charakterizace rizika karcinogenních účinků

Kvantifikace míry karcinogenního rizika se vyjadřuje jako teoretické navýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění pro jednotlivce (ILCR), které může způsobit daná úroveň expozice hodnocené látky nad obecný výskyt v populaci za 70 let celoživotní expozice. Výpočet dle vzorce:

$$ILCR = C_r (\mu\text{g}/\text{m}^3) \times UR (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$$

Pro vlastní výpočet ILCR se využívají jednotky karcinogenního rizika UR, které udávají karcinogenní potenciál dané látky při celoživotní inhalaci v ovzduší. U látek s karcinogenním účinkem se hodnocení míry karcinogenního rizika provádí na základě průměrných ročních imisních koncentrací C_r vzhledem k tomu, že se jedná o pozdní účinek těchto látek na základě dlouhodobé chronické expozice. Při hodnocení karcinogenního účinku se vychází z principu přijatelného rizika, kdy podle MZ ČR je možné za přijatelné rozmezí karcinogenního rizika považovat řádovou úroveň pravděpodobnosti 10⁻⁶ (tedy 1- 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob).

Dále lze vypočítat populační riziko APCR. APCR udává pravděpodobný počet nových případů nádorových onemocnění za rok v exponované populaci vlivem hodnocené škodliviny. Výpočet dle vzorce: $APCR = ILCR \times \text{počet osob v exponované populaci} / 70 \text{ let}$.

3.3.1. Charakterizace rizika suspendovaných částic

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší frakcí částic PM₁₀ a PM_{2,5} se pohybují maximálně v řádu setin µg/m³ (tj. 0,0162 µg/m³ PM₁₀, 0,0156 µg/m³ PM_{2,5}) pro příspěvek záměru.

Jak je uvedeno v kapitole identifikace a charakterizace nebezpečnosti není možné pro suspendované částice stanovit prahovou koncentraci, při které by již nedocházelo z výsledků většiny epidemiologických studií prováděných na velkých populacích k účinku na lidské zdraví. Výsledky epidemiologických studií popisují při dlouhodobém působení koncentrací suspendovaných částic zvýšení nemocnosti i úmrtnosti především u citlivých skupin populace. V případě pozadí průměrných ročních imisních koncentrací frakcí PM₁₀ a PM_{2,5} uváděných v rozptylové studii pro předmětnou lokalitu pro PM₁₀ od 23,1 µg/m³ do 23,6 µg/m³ a pro PM_{2,5} od 17,4 µg/m³ do 17,7 µg/m³, jsou překračovány doporučené směrné koncentrace WHO pro průměrné roční imisní koncentrace PM₁₀ 20 µg/m³ a pro průměrné roční imisní koncentrace PM_{2,5} 10 µg/m³ v celé hodnocené oblasti. To znamená, že pozadí frakcí PM₁₀ a PM_{2,5} je spojeno s mírně zvýšenými zdravotními riziky na základě nejnovějších informací WHO, které vycházejí z výsledků evropských epidemiologických studií podobně jako na řadě míst v České republice. Toto riziko je blíže kvantifikováno v tabulce č. 2.

K bližšímu kvantitativnímu odhadu dlouhodobého vlivu suspendovaných částic na lidské zdraví v rámci tohoto hodnocení byly využity výsledky projektu HRAPIE, kde jsou uvedeny referenční vztahy, které slouží k výpočtu atributivního rizika v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti populace. Využity jsou vztahy expozice a účinku odvozené z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Jsou vyjádřeny jako relativní riziko RR nebo poměr šancí OR většinou odpovídající nárůstu expozice průměrné roční koncentrace PM₁₀ (nebo PM_{2,5}) o 10 µg/m³ [5].

Pro frakci PM_{2,5} se jedná o následující vztahy:

-celková úmrtnost u populace nad 30 let věku - RR 1,062 (CI 95% 1,040-1,083)

-hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění pro celou populaci - RR 1,0091 (95%CI 1,0017-1,0166)

-hospitalizace pro respirační onemocnění pro celou populaci - RR 1,019 (95%CI 0,9982-1,0402)

-dny s omezenou aktivitou ze zdravotních důvodů (RADs) pro celou populaci - RR 1,047 (95% CI 1,042-1,053)

Pro frakci PM₁₀ se jedná o následující vztahy:

-prevalence bronchitis u dětí ve věku 6-12 let – OR 1,08 (95% CI 0,98-1,19)

-incidence astmatických symptomů u astmatických dětí ve věku 5-19 let - OR 1,028 (95% CI 1,006-1,051)

-incidence (nové případy) chronické bronchitis pro dospělé nad 18 let - RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189)

U aplikace vztahu celkové úmrtnosti je při výpočtu atributivního rizika použit postup s výpočtem atributivní frakce uvedený např. v publikaci B. Ostra [7]. U ukazatelů nemocnosti jsou vztahy prevalence bronchitis u dětí ve věku 6-12 let a incidence (nové případy) chronické bronchitis pro dospělé nad 18 let odvozeny pro chronickou expozici, ostatní vztahy pro akutní expozici. V modelovém výpočtu předpokládáme, že v kvantitativním odhadu dlouhodobého vlivu suspendovaných částic na lidské zdraví jsou zohledněny i krátkodobé výkyvy imisních koncentrací včetně působení dalších škodlivin v ovzduší. Z tohoto důvodu je u vztahů pro akutní expozici použita hodnota průměrné roční imisní koncentrace. V případě hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění a pro respirační onemocnění se jedná o počet hospitalizací, v případě prevalence bronchitis u dětí ve věku 6-12 let a incidence astmatických symptomů u astmatických dětí ve věku 5-19 let se jedná o dny se symptomy.

V tabulce č. 2 je proveden bližší kvantitativní odhad rizika pro nejvyšší vypočtené roční imisní příspěvky: PM₁₀ 0,0162 µg/m³ a PM_{2,5} 0,0156 µg/m³, pro pozadí: PM₁₀ 23,6 µg/m³ a PM_{2,5} 17,7 µg/m³, pro limity: PM₁₀ 40 µg/m³ a PM_{2,5} 25 µg/m³ stanovené v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, z hlediska zdravotních rizik. Orientační modelové výpočty jsou s přístupem na straně bezpečnosti vztaženy na populaci 100 obyvatel, kdy tato populace by byla exponována nejvyšší vypočtenou imisní koncentrací PM₁₀ a PM_{2,5}.

V modelových výpočtech jsou použity data Statistické ročenky Středočeského kraje 2014 (data za rok 2013 - počty obyvatel, věková struktura) a Zdravotnická ročenka Středočeského kraje 2013 (hospitalizovaní dle příčin hospitalizace, diagnózy I00-I99, J00-J99). Odečteno je přírodní pozadí 5 µg/m³ PM_{2,5} a 10 µg/m³ PM₁₀. U dnů s omezenou aktivitou (RADs) byly odečteny dny s astmatickými symptomy u dětí a dny se symptomy bronchitis u dětí. Výsledky modelových výpočtů jsou uvedeny v tabulce č. 2:

Tabulka č. 2: Atributivní zdravotní riziko suspendovaných částic frakce PM₁₀ (PM_{2,5}) pro 100 obyvatel za jeden rok

Ukazatele zdravotního stavu	příspěvek	pozadí	limit
<i>Celková úmrtnost</i>			
Celková úmrtnost u populace nad 30 let	0,0001	0,07	0,11
<i>Nemocnost pro celou populaci</i>			
Hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění	0,00005	0,04	0,06
Hospitalizace pro respirační onemocnění	0,00005	0,04	0,06
Dny s omezenou aktivitou (RADs)	0,09	68	78
<i>Nemocnost u dospělých</i>			
Incidence (nové případy) chronické bronchitis, dospělí nad 18 let	0,00006	0,05	0,11
<i>Nemocnost u dětí (počet dní s příznaky)</i>			
Prevalence bronchitis u dětí ve věku 6-12 let	0,05	44	97
Incidence astmatických symptomů u astmatických dětí 5-19 let	0,002	1	3

V populaci se vyskytují citlivé skupiny populace jako děti, astmatici, lidé s chronickou bronchitidou a starší osoby především s onemocněním srdce a plic, kdy znečištěné ovzduší není jedinou příčinou jejich zdravotních potíží, ale zhoršuje průběh jejich onemocnění a zkracuje délku života (ve výpočtu v tabulce se tedy jedná o počet předčasných úmrtí u osob nad 30 let). V tomto konkrétním případě vypočtené počty předčasných úmrtí odpovídají cca 67 osobám nad 30 let z populace 100 osob. Jak vyplývá z tabulky č. 2, imisní příspěvek $PM_{2,5}$ současnou celkovou úmrtnost populace nad 30 let reprezentovanou pozadím v lokalitě neovlivní.

U ukazatelů nemocnosti je nejcitlivějším hodnoceným ukazatelem vlivu znečištěného ovzduší chronická respirační nemocnost u dětí. V případě počtů dnů se symptomy bronchitidy u dětí od 6 – 12 let se jedná o cca 14 dní na jedno dítě za rok pro imisní koncentraci rovnou limitu ČR, o cca 6 dní na jedno dítě za rok pro imisní koncentraci rovnou pozadí a pro imisní příspěvek se jedná prakticky o nehodnotitelnou situaci, tj. o 0,007 dne. Z uvedeného vyplývá, že imisní příspěvek PM_{10} současnou nemocnost reprezentovanou pozadím v lokalitě neovlivní.

Z výsledků výpočtů v tabulce č. 2 vyplývá, že imisní příspěvky frakcí PM_{10} a $PM_{2,5}$ nepředstavují zvýšené zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

Je však třeba upozornit, i když uvedené výpočty v tabulce č. 2 působí exaktním dojmem, jedná se pouze o kvalifikovaný odhad pro posuzovanou lokalitu, který je zatížen nejistotami uvedenými v kapitole Analýza nejistot.

3.3.2. Charakterizace rizika oxidu dusičitého

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší NO_2 se pohybují v řádu maximálně setin $\mu g/m^3$ (tj. 0,018 $\mu g/m^3$) pro příspěvek záměru.

Pozadí průměrných ročních imisních koncentrací NO_2 se pohybuje mezi 11,8 $\mu g/m^3$ až 16,9 $\mu g/m^3$, tedy bezpečně pod polovinou imisního limitu pro průměrné roční koncentrace NO_2 . Z tohoto důvodu nelze předpokládat, že by pozadí představovalo významnější riziko. Avšak současnou doporučenou směrnou hodnotu WHO pro průměrné roční koncentrace NO_2 v úrovni 40 $\mu g/m^3$, která odpovídá současnému imisnímu limitu, nelze brát jako referenční koncentraci pro hodnocení chronického účinku NO_2 . Protože není možné stanovit úroveň koncentrace NO_2 , která by při dlouhodobé expozici neměla prokazatelný zdravotně nepříznivý účinek (nárůst respiračních příznaků u astmatiků či pokles plicních funkcí u dětí), jak je podrobně popsáno v kapitole identifikace a charakterizace rizika. V současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku oxidu dusičitého na lidské zdraví a WHO doporučuje vyhodnocovat riziko na základě ročních průměrných koncentrací suspendovaných částic s předpokladem, že v tomto riziku je zohledněn i vliv dalších škodlivin ve venkovním ovzduší včetně oxidu dusičitého. Tento výpočet je proveden v kapitole charakterizace rizika suspendovaných částic v tabulce č. 2.

Příspěvky k maximální hodinové úrovni znečištění ovzduší NO_2 se pohybují v řádu maximálně jednotek $\mu g/m^3$ (tj. 1,14 $\mu g/m^3$) pro příspěvek záměru.

K výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ akutního účinku NO_2 je použita referenční koncentrace WHO v úrovni 200 $\mu g/m^3$ vycházející z klinických studií a max. imisní příspěvek z rozptylové studie a pozadí v lokalitě 71,2 $\mu g/m^3$.

Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ vycházejí pod hodnotou jedna (max. do 0,006), i po započtení pozadí v lokalitě (max. do 0,36), tudíž se neočekává významné riziko akutních účinků. Platný imisní limit ČR pro NO_2 v úrovni 200 $\mu g/m^3$ představuje $HQ = 1$.

3.3.3. Charakterizace rizika oxidu siřičitého

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší SO_2 se pohybují v řádu maximálně desetín $\mu g/m^3$ (tj. 0,527 $\mu g/m^3$) pro příspěvek záměru. Pozadí na nejbližší monitorovací stanici ČHMÚ Rožďalovice – Ruská v roce 2017 uvádí hodnotu průměrnou roční imisní koncentraci 5,1 $\mu g/m^3$.

Příspěvky k maximální hodinové úrovni znečištění ovzduší SO_2 se pohybují v řádu maximálně desítek $\mu g/m^3$ (tj. 26,3 $\mu g/m^3$) pro příspěvek záměru. Pozadí na nejbližší monitorovací stanici ČHMÚ Rožďalovice – Ruská v roce 2017 uvádí hodnotu maximální hodinové koncentrace 49,5 $\mu g/m^3$. Imisní limit 350 $\mu g/m^3$ tedy nebyl na této stanici s velkou rezervou překročen. Z uvedeného vyplývá, že krátkodobé výkyvy současných pozadových hodinových koncentrací SO_2 dosahované za nepříznivých

rozptylových podmínek nepředstavují zvýšené zdravotní riziko akutních účinků pro obyvatelstvo a imisní příspěvek záměru tuto situaci prakticky neovlivní.

Příspěvky k maximální denní úrovni znečištění ovzduší SO₂ se pohybují v řádu maximálně desítek µg/m³ (tj. 21,9 µg/m³) pro příspěvek záměru. Pozadí na nejbližší monitorovací stanici ČHMÚ Rožďalovice – Ruská v roce 2017 uvádí hodnotu maximální hodinové koncentrace 29,1 µg/m³. Imisní limit 125 µg/m³ tedy nebyl na této stanici s velkou rezervou překročen. Novější studie publikované WHO naznačují možné zdravotní účinky i při expozici SO₂ výrazně nižší než je současný imisní limit ČR pro denní koncentrace SO₂. WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 na základě novějších studií snížilo doporučenou směrnou denní koncentraci oxidu siřičitého z hodnoty 125 µg/m³ na preventivní hodnotu 20 µg/m³ s přechodným cílem 50 µg/m³. Z uvedeného vyplývá, že doporučená preventivní hodnota WHO pro denní koncentrace v úrovni 20 µg/m³ je monitorovací stanici ČHMÚ Rožďalovice – Ruská mírně překračována podobně jako na řadě dalších míst v ČR, je mírně překračována i pro maximálně vypočtené imisní koncentrace příspěvku záměru v RB1, RB6, RB7, RB 8. Dle zpracovatele rozptylové studie v RB6, RB7 a RB8 může být hodnota 20 µg/m³ v případě delšího trvání nepříznivých rozptylových podmínek překročena 1x za rok, v RB1 2x za rok. V rozptylové studii je uvedeno, že ani po realizaci záměru nebude překračován imisní limit 125 µg/m³, který představuje tzv. celospolečensky přijatelné riziko. Vliv SO₂ nelze kvantitativně vyhodnotit, neboť v současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku SO₂ na lidské zdraví. Epidemiologické studie se směsí látek v ovzduší prokázaly vliv na úmrtnost a nemocnost při spolupůsobení oxidu siřičitého a suspendovaných prachových částic u citlivých skupin populace. Výpočet rizika, ve kterém je zohledněn i vliv dalších škodlivin ve venkovním ovzduší, je uveden pro jednotlivé ukazatele nemocnosti v kapitole charakterizace rizika suspendovaných částic v tabulce č. 2.

3.3.4. Charakterizace rizika oxidu uhelnatého

Příspěvky k maximální 8 hodinové úrovni znečištění ovzduší CO se pohybují v řádu maximálně jednotek µg/m³ (tj. 3,29 µg/m³) pro příspěvek záměru. Pozadí CO na dvou měřicích stanic ve Středočeském kraji v okrese Beroun naměřilo maximální 8 hodinovou koncentraci 2730 µg/m³.

K výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ je použita referenční koncentrace WHO v úrovni 10000 µg/m³ a max. imisní příspěvek z rozptylové studie a pozadí do 2730 µg/m³.

Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ vycházejí pod hodnotou jedna (max. do 0,0003) pro příspěvek záměru, i po započtení pozadí (max. do 0,27), tudíž se neočekává významné riziko akutních účinků. Platný imisní limit ČR pro CO v úrovni 10000 µg/m³ představuje HQ = 1.

3.3.5. Charakterizace rizika benzenu

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší benzenu se pro příspěvek záměru pohybují maximálně v řádu desetitisícin µg/m³ (tj. 0,000162 µg/m³).

K hodnocení karcinogenního účinku benzenu jsou k výpočtu ILCR použity inhalační jednotka karcinogenního rizika UR $6 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ publikovaná WHO a max. imisní příspěvek z rozptylové studie a pozadí v lokalitě 1,2 µg/m³.

Pro vypočtené nejvyšší průměrné roční imisní příspěvky benzenu uvedené v rozptylové studii vychází ILCR $9,7 \times 10^{-10}$ pro příspěvek záměru. Z výsledků výpočtů vyplývá, že v případě průměrných ročních imisních příspěvků benzenu se pohybujeme o 4 řády pod přijatelným rizikem pro příspěvek záměru. Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že vypočtené průměrné roční imisní příspěvky benzenu nepředstavují zvýšené zdravotní riziko karcinogenních účinků.

V případě pozadí průměrných ročních imisních koncentrací benzenu v lokalitě se ILCR pohybuje řádově v úrovni přijatelného karcinogenního rizika $7,2 \times 10^{-6}$, což znamená zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 8 případů na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Toto stávající přijatelné riziko se po realizaci záměru nezmění.

Platný imisní limit ČR pro benzen v úrovni 5 µg/m³ představuje ILCR v úrovni 3×10^{-5} , tedy zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 30 případů na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Imisní limit považujeme za mez společensky přijatelného rizika.

3.3.6. Charakterizace rizika benzo(a)pyrenu

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší benzo(a)pyrenu se pro příspěvek záměru pohybují maximálně v řádu desetitisícin ng/m^3 (tj. $0,000212 \text{ ng/m}^3 = 0,000000212 \text{ } \mu\text{g/m}^3$).

K hodnocení karcinogenního účinku benzo(a)pyrenu jsou k výpočtu ILCR použity inhalační jednotka karcinogenního rizika $\text{UR } 8,7 \times 10^{-2} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ publikovaná WHO a max. imisní příspěvek z rozptylové studie a pozadí v lokalitě $1,1 \text{ ng/m}^3$ až $1,4 \text{ ng/m}^3$.

Pro vypočtené nejvyšší průměrné roční imisní příspěvky benzo(a)pyrenu uvedené v rozptylové studii vychází ILCR $1,8 \times 10^{-8}$. Z výsledků výpočtů vyplývá, že v případě nejvyšších průměrných ročních imisních příspěvků benzo(a)pyrenu se pohybujeme o 2 řády pod přijatelným rizikem. Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že vypočtené průměrné roční imisní příspěvky benzo(a)pyrenu související s provozem záměru nepředstavují zdravotní riziko karcinogenních účinků.

Pozadí benzo(a)pyrenu vycházející z pětiletých průměrů 2013-2017 dle rozptylové studie představuje ILCR v rozpětí od $9,6 \times 10^{-5}$ do $1,2 \times 10^{-4}$. Platný imisní limit ČR pro benzo(a)pyren v úrovni 1 ng/m^3 (tj. $0,001 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) představuje ILCR v úrovni $8,7 \times 10^{-5}$, tedy zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 87 případů na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Imisní limit považujeme za mez společensky přijatelného rizika. Z výsledků ILCR pro pozadí benzo(a)pyrenu (současnou imisní zátěž) vyplývá, že je překračován platný imisní limit ČR pro benzo(a)pyren, a tudíž je překračována mez společensky přijatelného rizika. Imisní příspěvky záměru tuto situaci nezmění, což lze vyjádřit i pomocí populačního rizika APCR. APCR udává pravděpodobný počet nových případů nádorových onemocnění za rok v exponované populaci vlivem hodnocené škodliviny. Modelové výpočty dle vzorce $\text{APCR} = \text{ILCR} \times \text{počet osob v exponované populaci} / 70 \text{ let}$ jsou s přístupem na straně bezpečnosti vztaženy na populaci 100 obyvatel, kdy předpokládáme, že tato populace by byla exponována nejvyšší vypočtenou imisní koncentrací benzo(a)pyrenu $0,000000212 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ a pozadím $0,0014 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (viz tabulka č. 3)

Tabulka č. 3: Populační riziko (APCR) pro populaci 100 obyvatel

APCR = počet nových případů nádorových onemocnění za rok vlivem BaP pro 100 obyvatel		
Pozadí	$1,2 \times 10^{-4} \times 100 / 70 \text{ let}$	0,0002
Příspěvek	$1,8 \times 10^{-8} \times 100 / 70 \text{ let}$	0,00000003

Z uvedeného výpočtu v tabulce č. 3 vyplývá, že reálné navýšení výskytu nádorových onemocnění vlivem nejvyšších vypočtených příspěvků benzo(a)pyrenu je zanedbatelné.

3.3.7. Charakterizace rizika H_2SO_4

Příspěvky k maximální hodinové úrovni znečištění ovzduší H_2SO_4 pro příspěvek záměru se pohybují maximálně v řádu jednotek $\mu\text{g/m}^3$ (tj. $2,63 \text{ } \mu\text{g/m}^3$).

K hodnocení akutního účinku H_2SO_4 je k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použita referenční koncentrace REL v úrovni $120 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ stanovená Kalifornským úřadem pro řízení zdravotních rizik a max. imisní příspěvek z rozptylové studie. Vzhledem k tomu, že evropské instituce nestanovily doporučené koncentrace pro venkovní prostředí, byla použita referenční hodnota Cal/EPA. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro příspěvky záměru vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna (max. do 0,02). Čichový práh pro H_2SO_4 v úrovni $1000 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ uváděný Americkou hygienickou asociací v průmyslu nebude dle výsledků rozptylové studie bezpečně překročen.

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší H_2SO_4 pro příspěvek záměru se pohybují maximálně v řádu setin $\mu\text{g/m}^3$ (tj. $0,053 \text{ } \mu\text{g/m}^3$).

K hodnocení chronického účinku H_2SO_4 je k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použita referenční koncentrace REL v úrovni $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ stanovená Kalifornským úřadem pro řízení zdravotních rizik a max. imisní příspěvek z rozptylové studie. Vzhledem k tomu, že evropské instituce nestanovily doporučené koncentrace pro venkovní prostředí, byla použita referenční hodnota Cal/EPA. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro příspěvky záměru vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna (max. do 0,053).

Pozadí H_2SO_4 není v České republice v současné době na monitorovacích stanicích měřeno. Referenční hodnoty použité pro hodnocení zdravotního rizika H_2SO_4 poskytují dostatečnou rezervu a

Lze tedy konstatovat, že i určité hypotetické pozadí těchto látek nebude představovat významné toxické zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

4. Zdravotní riziko hluku

4.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku

Nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví jsou obecně definovány jako morfologické nebo funkční změny, které vedou ke zhoršení jeho funkcí, ke snížení kompenzační kapacity vůči stresu nebo zvýšení vnímavosti k jiným nepříznivým vlivům prostředí. Nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví je možné rozdělit na účinky specifické projevující se při ekvivalentní hladině hluku nad 85 až 90 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru a účinky nespecifické (mimosluchové), kdy dochází k ovlivnění funkcí různých systémů organismu.

Za dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku je v současnosti považováno poškození sluchového aparátu, vliv na kardiovaskulární systém, zhoršená komunikace řeči, zvýšená spotřeba sedativ a léků k navození spánku, subjektivně vnímaná horší kvalita spánku, rušení spánku a nespavost. Omezené důkazy jsou uváděny u vlivů na hormonální a na imunitní systém, na některé biochemické funkce, ovlivnění placenty a vývoje plodu nebo u vlivů na deprese a na psychické nemoci a na výkonnost člověka. V dalším textu jsou stručně popsány nepříznivé zdravotní účinky, které vycházejí ze směrnic WHO z roku 1999 a z roku 2009 [17,18].

Poškození sluchového aparátu projevující se sluchovou ztrátou je prokázáno především v pracovním prostředí v případě expozice vysokým hladinám hluku. Riziko poškození sluchu může být indikováno i v mimopracovním prostředí. Epidemiologické studie prokázaly, že u 95 % exponované populace nedochází k poškození sluchového aparátu při celoživotní expozici hlukem v životním prostředí a při hlučných aktivitách ve volném čase do 24 hodinové ekvivalentní hladiny hluku $L_{Aeq,24hod}$ 70 dB. Děti jsou uváděny jako citlivější skupina populace, která je k vysokým hladinám hlučnosti vnímavější [17].

Zhoršená komunikace řeči v důsledku zvýšené hladiny hluku má řadu prokázaných nepříznivých účinků, kdy se objevují problémy s koncentrací, únava, nedostatek sebevědomí, podrážděnost, nedorozumění, snížení pracovní výkonnosti, problémy v mezilidských vztazích. Zvláště citlivé na tyto účinky hluku jsou sluchově postižení, senioři, děti především v rámci výuky při osvojování jazyka a čtení. Pro dostatečnou srozumitelnost poslechu složitějších informací (ve škole, při výuce cizích jazyků, při telefonování) se doporučuje, aby rozdíl mezi hlukovým pozadím a hlasitostí vnímané řeči byl nejméně 15 dB. Při průměrné hlasitosti řeči 50 dB by tak nemělo hlukové pozadí v místnostech převyšovat 35 dB [17].

Obtěžování hlukem se týká rušení konkrétních aktivit jako je čtení, komunikace, sledování televize, dále rušení klidu, odpočinku a vyvolává řadu negativních emočních stavů jako pocity nespokojenosti, rozmrzelosti, špatné nálady, vyčerpání. WHO (1999) uvádí silné obtěžování pro dobu denní nad 55 dB, mírné obtěžování pro dobu denní nad 50 dB a pro hluk uvnitř interiéru pro bydlení zahrnující mírné obtěžování a horší srozumitelnost řeči v době denní nad 35 dB [17]. Epidemiologické studie prokazují, že nepříjemný je též hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující tónové složky. U průmyslových zdrojů hluku se na základě celodenní expozice jedná o obtěžování hlukem, rušení spánku není u stacionárních zdrojů hlučnosti definováno. Publikované vztahy obtěžování hlukem z některých průmyslových zdrojů jako posun na železnici, z výrobních zařízení (Miedema a Vos, 2004) vedou pouze k orientačním výsledkům a podle autorů těchto vztahů vyžadují ověření a potvrzení dalšími studiemi.

V současné době pro kvantitativní charakterizaci rizika hluku z dopravy lze použít vztahy expozice a účinku vycházející z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučení v zemích EU. Jedná se o vztahy mezi hlukovou expozicí L_{dn} v rozmezí 45-75 dB a procentem obyvatel, u kterých lze předpokládat pocity obtěžování hlukem (Miedema, 2001) z jednotlivých typů dopravy (silniční, letecká, železniční). Letecký hluk má výraznější obtěžující účinky než hluk ze silniční dopravy a hluk ze silniční dopravy má výraznější účinky než hluk z dopravy železniční. Vztahy pro obtěžování využívají $L_{dn} = L_{day-night}$ (hlukový ukazatel den-noc), což představuje 24 hodinovou ekvivalentní hladinu hluku se snížením noční hladiny akustického tlaku o 10 dB. Vztahy pro obtěžování hlukem jsou odvozeny pro tři úrovně obtěžování vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity obtěžování. První úroveň LA zahrnuje procent osob obtěžovaných od 28. stupně škály 0-100, tedy

přinejmenším „mírně obtěžovaných“ (zahrnuje všechny obtěžované osoby ze všech tří stupňů); druhá úroveň A se týká obtěžování od 50. stupně škály (zahrnuje všechny středně a vysoce obtěžované osoby) a třetí úroveň HA zahrnuje osoby s výraznými pocity obtěžování od 72. stupně stostupňové škály intenzity obtěžování (pouze osoby vysoce obtěžované).

Vztahy pro obtěžování hlukem ze silniční dopravy [23]:

$$\%LA = -6,188 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn}-32)^3 + 5,379 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn}-32)^2 + 0,723 \cdot (L_{dn}-32)$$

$$\%A = 1,732 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn}-37)^3 + 2,079 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn}-37)^2 + 0,566 \cdot (L_{dn}-37)$$

$$\%HA = 9,994 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn}-42)^3 - 1,523 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn}-42)^2 + 0,538 \cdot (L_{dn}-42)$$

Vztahy pro obtěžování hlukem ze železniční dopravy [23]:

$$\%LA = -3,343 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn}-32)^3 + 4,918 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn}-32)^2 + 0,175 \cdot (L_{dn}-32)$$

$$\%A = 4,552 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn}-37)^3 + 9,400 \cdot 10^{-3} \cdot (L_{dn}-37)^2 + 0,212 \cdot (L_{dn}-37)$$

$$\%HA = 7,158 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn}-42)^3 - 7,774 \cdot 10^{-3} \cdot (L_{dn}-42)^2 + 0,163 \cdot (L_{dn}-42)$$

Vztahy expozice a účinku pro obtěžování jsou platné pro dlouhodobou zátěž hlukem z dopravy (10 – 15 let). Obtěžování hlukem je do určité míry závislé na individuální citlivosti osob včetně aktuálního zdravotního stavu a dále se může projevit i řada dalších vlivů, které nesouvisí s hlukovou expozicí, a to vlivy ekonomické, sociální a psychologické atd. WHO se v posledních svých materiálech přiklání k názoru, že obtěžování je spíše otázka hlukové pohody než zdravotní ukazatel.

Vliv na kardiovaskulární systém byl prokázán v řadě epidemiologických studií u populace žijící v okolí hlučných komunikací, průmyslových závodů, letišť. Akutní hluková expozice aktivuje autonomní a hormonální systém, což může vést k přechodným změnám krevního tlaku, hormonů (adrenalinu, noradrenalinu, kortizonu), zvýšení srdeční frekvence, změně hladiny hořčičku v krvi, kdy při dlouhodobém působení hlukové expozice se u citlivých jedinců může projevit zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění, a to hypertenze a zejména ischemické choroby srdeční (ISCH) včetně infarktu myokardu (IM). WHO (1999) uvádí, že ve většině případů výsledky epidemiologických studií naznačují zvýšení rizika kardiovaskulárních účinků při dlouhodobém působení hluku ve venkovním prostředí ze silniční a z letecké dopravy při expozici $L_{Aeq, 24hod}$ v rozmezí 65 – 70 dB. Asociace je silnější pro ischemickou chorobu srdeční než pro hypertenzi (vysoký krevní tlak) [17].

WHO (2009) v případě kardiovaskulárních účinků vychází ze studií Babische a uvádí, že od hladin nad $L_{Aeq, 16h}$ 60 dB při dlouhodobé expozici hluku ze silniční dopravy se zvyšuje riziko infarktu myokardu (IM). V posledních odborných pracích je uvedeno, že tato hodnota může být i nižší než 60 dB. Nejnovější epidemiologické studie naznačují, že noční hluková expozice může být více relevantní pro výskyt nepříznivých kardiovaskulárních účinků než denní hluková expozice. Nedávná švýcarská studie ukázala na nepříznivý účinek hlukové expozice ze železnice, a to na krevní tlak v souvislosti s noční hlukovou expozicí. Epidemiologické studie zaměřené na chronickou dlouhodobou hlukovou expozici ze silniční, železniční a letecké dopravy ukázaly na vztah mezi touto hlukovou expozicí a zvýšeným krevním tlakem a užíváním léků na hypertenzi, ischemickou chorobou srdeční včetně infarktu myokardu, cévních mozkových příhod a demence. Babisch (2014) s odkazem na nejnovější studie uvádí platnost vztahu expozice a účinku pro vliv silniční dopravy na ischemickou chorobu srdeční od hodnot ekvivalentních hladin akustického tlaku $L_{dn} \leq 55$ dB [21,22]. V materiálu Evropské agentury přes životní prostředí z roku 2010 je uveden vztah pro výpočet IM v případě hluku ze silniční dopravy: $OR = 1,629657 - 0,000613 \cdot (L_{day, 16h})^2 + 0,000007357 \cdot (L_{day, 16h})^3$, který vychází z pěti studií (Babisch, 2008). Pro $L_{Aeq, 16h} \leq 60$ dB je považováno relativní riziko rovno 1 [19].

Nepříznivé ovlivnění spánku hlukem u osob, které chtějí usnout nebo spí, se projevuje potížemi s usínáním, probouzením během spánku, narušením délky a hloubky spánku, zvýšením krevního tlaku, zrychlením srdečního pulsu, ve změnách dýchání, srdeční arytmií, zvýšenou frekvencí pohybů při spánku. Kvalitní ničím nerušený spánek je základním předpokladem dobré fyzické a psychické funkce organismu. Vedlejší nepříznivé účinky nekvalitního spánku se projeví následující den, a to zvýšenou únavou, depresivní náladou, nepohodou a snížením pracovního výkonu během dne. Většina terénních výzkumů kvality spánku se týkala hlučnosti z letecké dopravy, dále hluku ze silniční a z železniční dopravy. Dlouhodobé působení vyšších hladin hluku na spící osoby má dopady na jejich psychosociální pohodu, různé studii popisují zvýšené používání sedativ a léků k navození spánku. WHO (1999) uvádí rušení spánku vlivem hluku při otevřených oknech pro dobu noční 45 dB, přičemž se předpokládá pokles hladiny hluku až o 15 dB při přenosu venkovního hluku do místnosti mírně otevřeným oknem a pro hluk uvnitř ložnic v době noční nad 30 dB při L_{Amax} 45 dB [17].

WHO (2009) stanovilo LOAEL (nejnižší úroveň expozice, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou) pro dobu noční v úrovni 40 dB. V materiálu se uvádí, že intenzita těchto vlivů závisí na povaze zdroje hluku a počtu hlukových událostí, zároveň mezi citlivější skupiny populace řadí děti, chronicky nemocné a starší osoby. Na základě výše uvedeného WHO doporučuje cílovou směrnou hodnotu NNG (Night Noise Guideline) pro dobu noční 40 dB a hodnotu 55 dB pro dobu noční doporučuje jako prozatímní cíl pro země, kde NNG nelze dosáhnout v krátké době z různých důvodů. Směrnice WHO (2009) uvádí hodnoty dostatečně prokázaných zdravotních účinků hluku v době noční nad 40 dB pro zvýšené užívání sedativ a léků k navození spánku, nad 42 dB pro subjektivně vnímanou horší kvalitu spánku (subjektivní rušení spánku) pro hluk z letišť, ze silnic a z železnice a pro nespavost. Dále uvádí hodnoty nedostatečně prokázaných účinků hluku pro hypertenzi a infarkt myokardu nad 50 dB (pravděpodobně závisí na denní hlukové expozici) a pro psychické nemoci nad 60 dB. WHO v případě kardiovaskulárních účinků vychází ze studií Babische a uvádí, že od hladin nad 60 dB v době denní při dlouhodobé expozici hluku ze silniční dopravy se zvyšuje riziko infarktu myokardu. Pro noční expozici se uvažuje, že hluk v době noční je nižší o cca 10 dB než ve dne, tj. pro dobu noční je uvažováno 50 dB pro mírné zvýšení rizika infarktu myokardu, ale tento důkaz je v případě nočního hluku omezený a nedostatečně prokázaný z důvodů nedostatku studií zaměřených výhradně na noční dobu [18].

V současné době pro kvantitativní charakterizaci rizika hluku z dopravy lze použít vztahy expozice a účinku vycházející z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučení v zemích EU, které jsou uvedeny ve směrnici WHO pro noční hluk z roku 2009. Jedná se o vztahy mezi hlukovou expozicí L_{night} v rozmezí 40-70 dB a procentem obyvatel, u kterých lze předpokládat pro subjektivní rušení spánku hlukem (Miedema a kol, 2003,2004) z jednotlivých typů dopravy (silniční, letecká, železniční). Vztahy pro rušení spánku využívají L_{night} , což představuje ekvivalentní hladinu akustického tlaku v noci (23 hod až 7 hod či 22 hod až 6 hod) na nejvíce exponované fasádě domu. Vztahy pro subjektivní rušení spánku jsou odvozeny pro tři úrovně vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity rušení. První úroveň LSD zahrnuje procento osob rušených hlukem ze spánku od 28. stupně škály 0-100, tedy přinejmenším „mírně rušení“ (zahrnuje všechny rušené osoby ze všech tří stupňů); druhá úroveň SD se týká rušení hlukem ze spánku od 50. stupně škály (zahrnuje všechny středně a vysoce rušené osoby) a třetí úroveň HSD se týká osob vysoce rušených ze spánku od 72. stupně stostupňové škály intenzity rušení (pouze osoby silně rušené).

Vztahy pro subjektivní rušení spánku hlukem ze silniční dopravy [24]:

$$\%HSD = 20,8 - 1,05 * L_{night} + 0,01486 * (L_{night})^2$$

$$\%SD = 13,8 - 0,85 * L_{night} + 0,01670 * (L_{night})^2$$

$$\%LSD = -8,4 + 0,16 * L_{night} + 0,01081 * (L_{night})^2$$

Vztahy pro subjektivní rušení spánku hlukem ze železniční dopravy [24]:

$$\%HSD = 4,7 - 0,31 * L_{night} + 0,01125 * (L_{night})^2$$

$$\%SD = 12,5 - 0,66 * L_{night} + 0,01121 * (L_{night})^2$$

$$\%LSD = 11,3 - 0,55 * L_{night} + 0,00759 * (L_{night})^2$$

Vztahy expozice a účinku pro subjektivní rušení ze spánku jsou platné pro dlouhodobou zátěž hlukem z dopravy (10 – 15 let).

4.2. Hodnocení expozice hluku

Hodnocení expozice stacionárních zdrojů hluku vychází z předložené hlukové studie zpracované Mgr. Radomírem Smetanou ze společnosti EkoMod, Gagarinova 779, 460 07 Liberec 7, kancelář Nová 332, Liberec 10, datum zpracování 16.1.2019. Výpočet hlučnosti je proveden pomocí výpočtového programu HLUK+ verze 12.52 profi12X, licence 5902. Výpočty hlučnosti ze stacionárních zdrojů hluku jsou provedeny pro denní dobu a pro noční dobu pro následující referenční body: RB1- Benátecká Vrutice č.p. 912, RB2 - Benátecká Vrutice č.p. 913, RB3 - Benátecká Vrutice č.p. 175, RB4 - Benátecká Vrutice č.p. 185, RB5 - Benátecká Vrutice č.p. 50, RB6 - Benátecká Vrutice č.p. 177, RB7 až RB9 - body na hranici plochy pro výstavbu RD.

V následující tabulce č. 4 jsou uvedeny vypočtené hodnoty hlučnosti ze stacionárních zdrojů z hlukové studie.

Tabulka č. 4: Vypočtené hodnoty hlučnosti ze stacionárních zdrojů z hlukové studie

RB	NP	Hlučnost v denní době	Hlučnost v noční době
		$L_{Aeq,8h}$ [dB]	$L_{Aeq,1h}$ [dB]
1	2.NP	20,9	20,9
	4.NP	26,6	26,6
2	2.NP	24,0	24,0
	4.NP	24,0	23,9
3	2.NP	23,8	23,7
4	2.NP	22,1	22,1
5	1.NP	<20	<20
6	2.NP	<20	<20
7	2 m	31,2	31,0
8	2 m	26,7	26,0
9	2 m	26,2	26,1

Hodnocení expozice hluku z dopravy vychází z předložené hlukové studie zpracované Mgr. Radomírem Smetanou ze společnosti EkoMod, Gagarinova 779, 460 07 Liberec 7, kancelář Nová 332, Liberec 10, datum zpracování 16.1.2019. Výpočet hlučnosti je proveden pomocí výpočtového programu HLUK+ verze 12.52 profi12X, licence 5902. Výpočty hlučnosti z dopravy jsou provedeny pro denní dobu a pro noční dobu pro následující referenční body: RB3 - Benátecká Vrutice č.p. 175, RB4 - Benátecká Vrutice č.p. 185, RB5 - Benátecká Vrutice č.p. 50, RB6 - Benátecká Vrutice č.p. 177. Stávající intenzity dopravy v místě křižovatky Armádní a Topolové ulice bylo stanoveno orientačním sčítáním dopravy dne 19.7.2017.

V následující tabulce č. 5 jsou uvedeny vypočtené hodnoty hlučnosti z dopravy z hlukové studie.

Tabulka č. 5: Vypočtené hodnoty hlučnosti z dopravy v denní době a v noční době z hlukové studie

RB	Současný stav		Stav s dopravou	
	$L_{Aeq,16h}$ [dB]	$L_{Aeq,8h}$ [dB]	$L_{Aeq,16h}$ [dB]	$L_{Aeq,8h}$ [dB]
3	53,9	45,6	54,0	45,7
4	54,0	45,8	54,0	45,9
5	49,0	40,8	49,0	40,9
6	49,5	41,4	49,6	41,5

K odsouhlasení hygienických limitů stanovených v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů je oprávněn místně příslušný orgán ochrany veřejného zdraví.

V rámci posouzení vlivů hluku na veřejné zdraví se nehodnotí, zda byly dodrženy hygienické limity stanovené v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů, ale hodnotí se zdravotní dopady dle dostupných odborných poznatků v literatuře na základě vztahů expozice a účinku vycházející z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučení v zemích EU, tak jak je podrobně popsáno v kapitole Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku. V případě dodržení hodnot hygienických limitů stanovených v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů, se jedná o celospolečensky přijatelné riziko.

Z výše uvedeného vyplývá, že obyvatelstvo stávající obytné zástavby bude exponováno hlukem ze stacionárních zdrojů hluku souvisejících s provozem záměru a hlukem ze silniční dopravy, což je podrobně vyhodnoceno v kapitole 4.3. Bližší demografické údaje o počtu bytů, velikosti bytů a tím i počtu exponovaných osob ve stávajících objektech k bydlení nejsou k dispozici.

4.3. Charakterizace rizika hluku

Pro charakterizaci rizik hluku jsou v následujících tabulkách č. 6 a č. 7 pro jednotlivou hlukovou zátěž pro dobu denní a pro dobu noční znázorněny vybarvením prahové hodnoty hlukové expozice pro hlavní nepříznivé účinky na zdraví, které vycházejí z hlukových směrnic WHO [17,18]. Znázorněné prahové hodnoty platí obecně bez specifikace zdroje hluku.

Tabulka č. 6: Prahové hodnoty prokázaných nepříznivých účinků hluku v denní době

Nepříznivý účinek	Prokázané prahové hodnoty v dB (A) nepříznivých účinků hlukové expozice – DEN ($L_{Aeq, 6-22h}$)					
	< 50 dB	50-55	55-60	60-65	65-70	70+
Sluchové postižení*						
Kardiovaskulární účinky (IM)						
Zhoršená komunikace řečí						
Silné obtěžování						
Mírné obtěžování						
Současný stav (bez dopravy záměru)	5,6	3,4				
Stav s dopravou záměru	5,6	3,4				

*přímá expozice hluku v interiéru ($L_{Aeq, 24h}$)

Tabulka č. 7: Prahové hodnoty prokázaných nepříznivých účinků hluku a nedostatečně prokázaných nepříznivých účinků hluku v noční době

Nepříznivé účinky	Prahové hodnoty v dB (A) nepříznivých účinků hlukové expozice - NOC ($L_{Aeq, 22-6h}$)							
	<40 dB	40-42	42-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65+
Psychické poruchy*								
Hypertenze a IM*								
Horší kvalita spánku, rušení spánku								
Zvýšené užívání sedativ a léků k navození spánku								
Současný stav (bez dopravy záměru)		5,6		3,4				
Stav s dopravou záměru		5,6		3,4				

* nedostatečně prokázané účinky

Posouzení vlivů na veřejné zdraví hluku ze stacionárních zdrojů

U stacionárních zdrojů hluku se na základě celodenní expozice jedná o obtěžování hlukem. Publikované vztahy obtěžování hlukem z některých průmyslových zdrojů z výrobních zařízení vedou pouze k orientačním výsledkům a podle autorů těchto vztahů vyžadují ověření a potvrzení dalšími studiemi, proto nebylo kvantitativní vyhodnocení provedeno. Z hlediska zdravotních rizik rušení spánku stacionárními zdroji není definováno vzhledem k variabilitě stacionárních zdrojů.

Vypočtené hodnoty hlučnosti ze stacionárních zdrojů se dle předložené akustické studie (viz tabulka č. 4) pohybují v denní době max. do 31,2 dB a v noční době max. do 31,0 dB. Při porovnání těchto hodnot hlučnosti s hlavními nepříznivými účinky na zdraví uvedenými v tabulkách č. 6 a č. 7, které vycházejí z hlukových směrnic, vyplývá, že u vypočtených hodnot hlučnosti ze stacionárních zdrojů nepřepokládáme nepříznivé zdravotní účinky.

Posouzení vlivů na veřejné zdraví hluku z dopravy

A) V tabulkách č. 6 a č. 7 je provedeno **orientační kvalitativní zhodnocení**, tj. přiřazení vypočtených hodnot hlučnosti v denní době a v noční době z hlukové studie k prahovým hodnotám nepříznivých zdravotních účinků. Z orientačního kvalitativního zhodnocení hluku ze silniční dopravy vyplývá, že u RB3 a RB4 jsou překračovány prahové hodnoty prokázaných nepříznivých účinků hluku pro

obtěžování hlukem z dopravy a prahové hodnoty prokázaných nepříznivých účinků hluku pro zvýšené užívání sedativ a léků k navození spánku a pro horší kvalitu spánku včetně rušení spánku a u RB5 a RB6 jsou překračovány prahové hodnoty prokázaných nepříznivých účinků hluku pro zvýšené užívání sedativ a léků k navození spánku. Práhová hodnota 60 dB, kdy můžeme předpokládat zvýšené riziko kardiovaskulárních účinků při dlouhodobém působení hluku ze silniční dopravy (zvýšení rizika infarktu myokardu) není u žádného referenčního bodu překročena.

B) Pro orientační kvantitativní zhodnocení bylo v případě vyhodnocení dopravy zvoleno obtěžování hlukem z dopravy a subjektivní rušení spánku hlukem z dopravy na základě vztahů expozice a účinku, které jsou uvedeny v kapitole Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku.

- Obtěžování hlukem z dopravy

Z kapitoly Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku vyplývá, že se jedná o vztahy mezi hlukovou expozicí L_{dn} v rozmezí od 45 dB do 75 dB a procentem osob, u kterých lze předpokládat pocity obtěžování hlukem z dopravy. V tabulce č. 8 jsou uvedeny vypočtená procenta osob potenciálně obtěžovaných hlukem z dopravy pro jednotlivé referenční body hlukové studie.

Tabulka č. 8: Vypočtená procenta osob potenciálně obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy

RB	Současný stav			Stav s dopravou záměru		
	%LA	%A	% HA	%LA	%A	% HA
3	36,5	17,3	6,3	36,8	17,4	6,4
4	36,9	17,5	6,4	37,0	17,5	6,4
5	26,2	10,9	3,7	26,3	10,9	3,7
6	27,3	11,5	4,0	27,5	11,6	4,0

Poznámka k tabulce č. 8: % HA – jedná o procenta osob pouze vysoce obtěžovaných, % A – zahrnuje procenta všech středně a vysoce obtěžovaných osob, % LA – jedná o procenta osob mírně obtěžovaných (zahrnuje všechny obtěžované osoby ze všech tří stupňů)

Tabulka č. 9: Změny v procentech osob potenciálně obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy

RB	Rozdíl v %		
	%LA	%A	% HA
3	+0,3	+0,1	+0,1
4	+0,1	0	0
5	+0,1	0	0
6	+0,2	+0,1	0

Z tabulky č. 9 vyplývá, že v případě rozdílu stavu s dopravou záměru a současného stavu bez dopravy záměru jsou vypočtené změny v procentech osob (navýšení, beze změny) potenciálně obtěžovaných hlukem z dopravy z hlediska zdravotních rizik nehodnotitelné a zanedbatelné. Vzhledem k malému počtu exponovaných osob v případě jednotlivých referenčních bodů nedojde prakticky ke změně počtu osob obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy.

- Subjektivní rušení spánku hlukem z dopravy

Z kapitoly Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku vyplývá, že se jedná o vztahy mezi hlukovou expozicí $L_{night} = L_{Aeq,8h}$ v rozmezí od 40 dB do 70 dB a procentem osob, u kterých lze předpokládat subjektivní rušení spánku hlukem z dopravy. V tabulce č. 10 jsou uvedeny vypočtená procenta osob potenciálně subjektivně rušených spánku hlukem z dopravy pro jednotlivé referenční body hlukové studie.

Tabulka č. 10: Vypočtená procenta osob potenciálně subjektivně rušených spánku hlukem ze silniční dopravy

RB	Současný stav			Stav s dopravou záměru		
	%LSD	%SD	% HSD	%LSD	%SD	% HSD
3	21,4	9,8	3,8	21,5	9,8	3,8
4	21,6	9,9	3,9	21,7	10,0	3,9
5	16,1	6,9	2,7	16,2	7,0	2,7
6	16,8	7,2	2,8	16,9	7,3	2,8

Poznámka k tabulce č. 10: % HSD – jedná o procenta osob pouze silně rušených, % SD – zahrnuje procenta všech středně a vysoce rušených osob, % LSD – jedná o procenta osob mírně rušených (zahrnuje všechny rušené osoby ze všech tří stupňů).

Tabulka č. 11: Změny v procentech osob potenciálně rušených ze spánku hlukem ze silniční dopravy

RB	Rozdíl v %		
	%LSD	%SD	% HSD
3	+0,1	0	0
4	+0,1	+0,1	0
5	+0,1	+0,1	0
6	+0,1	+0,1	0

Z tabulky č. 11 vyplývá, že v případě rozdílu stavu s dopravou záměru a současného stavu bez dopravy záměru jsou vypočtené změny v procentech osob (navýšení, beze změny) potenciálně rušených ze spánku hlukem ze silniční dopravy z hlediska zdravotních rizik nehodnotitelné a zanedbatelné. Vzhledem k malému počtu exponovaných osob potenciálně rušených ze spánku hlukem v případě jednotlivých referenčních bodů nedojde prakticky ke změně počtu osob ze silniční dopravy.

Pro komplexní posouzení jsou v tabulce č. 12 uvedeny procenta osob ze všech stupňů obtěžování a rušení spánku v případě hygienických limitů hluku stanovených v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů pro starou hlukovou zátěž, pro komunikace I. a II. tříd, pro komunikace III. tříd.

Tabulka č. 12: Vypočtená procenta osob potenciálně obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy a procenta osob potenciálně subjektivně rušených ze spánku ze silniční dopravy

limit dle NV č.272/2011 (den/noc)	% HA	% A	%LA	% HSD	%SD	%LSD
70 dB / 60 dB (stará hluková zátěž)	25,1	47,5	71,2	11,3	22,9	40,1
60 dB / 50 dB (I. a II. třídy)	10,6	26,1	48,8	5,5	13,1	26,6
55 dB / 45 dB (III. třídy)	6,6	17,9	37,6	3,6	9,4	20,4

Poznámka k tabulce č. 12: % HA – jedná o procenta osob pouze vysoce obtěžovaných, % A – zahrnuje procenta všech středně a vysoce obtěžovaných osob, % LA – jedná o procenta osob mírně obtěžovaných (zahrnuje všechny obtěžované osoby ze všech tří stupňů), % HSD – jedná o procenta osob pouze silně rušených, % SD – zahrnuje procenta všech středně a vysoce rušených osob, % LSD – jedná o procenta osob mírně rušených (zahrnuje všechny rušené osoby ze všech tří stupňů).

Je však třeba upozornit, i když uvedené výpočty ve všech tabulkách studie působí exaktním dojmem, jedná se pouze o kvalifikovaný odhad pro posuzovanou lokalitu, který je zatížen nejistotami uvedenými v kapitole Analýza nejistot.

5. Analýza nejistot

Každé posouzení vlivů na veřejné zdraví je zatíženo nejistotami, v případě tohoto hodnocení je lze definovat takto:

1. Výsledky rozptylové studie jsou zatíženy nejistotou vkládaných dat do rozptylového modelu, meteorologickými údaji a jejich platností v modelovaném území.
2. Při hodnocení byl uvažován konzervativní přístup k odhadu inhalační expozice, kdy předpokládáme, že imisním koncentracím ve venkovním prostředí bude obyvatelstvo vystaveno celých 24 hodin, tento přístup pravděpodobně míru rizika z venkovního ovzduší nadhodnocuje.
3. Nejistotu přináší i použití toxikologických dat ze zahraničních epidemiologických a klinických studií (EU, USA) včetně vztahů mezi koncentrací škodlivin a nepříznivými účinky platnými pro jiné prostředí, kdy tyto vztahy přenášíme do našeho prostředí s jinými zvyklostmi. Další nejistotu přináší extrapolace toxikologických dat ze zvířete na člověka.
4. Vzhledem k tomu, že inhalační jednotka karcinogenního rizika pro benzen je odvozena ze studií na profesionálně exponované populaci, lze usuzovat, že touto úvahou riziko působení benzenu ve venkovním prostředí vědomě nadhodnocujeme.
5. Bezprostředně v posuzované lokalitě není měřeno pozadí hodnocených látek H₂SO₄, CO.

6. Další nejistotou je nezahrnutí proměn chemických látek v průběhu transportu v ovzduší. Vzájemným působením dalších chemických látek přítomných v ovzduší a energetickým potenciálem UV záření dochází k celé řadě fotochemických a dalších jevů, které nejsou v hodnocení zdravotních rizik podchyceny.
7. Další nejistota vyplývá z toho, že nejsou k dispozici bližší údaje o exponované populaci, a to rekreační a jiné aktivity probíhající v zájmovém území, přesné věkové složení populace, doba strávená v místě bydliště, zastoupení citlivých skupin populace jako jsou děti, těhotné ženy, staří lidé, zdravotní anamnéza jednotlivých obyvatel a jejich zvyklosti a chování jako kouření, dieta.
8. V případě hluku není zohledněno působení hluku v místech mimo bydliště (př. pracoviště). Ovlivnění hlukem je dáno individuálně rozdílným stupněm vnímavosti a citlivosti exponovaných osob. Popisované a použité vztahy mezi hlukovou expozicí a jejím účinkem nelze považovat za absolutně platné za všech podmínek.
9. Nejsou k dispozici bližší údaje o počtu bytů, orientaci bytů včetně dispozice místností, velikosti bytů a tím i počtu exponovaných osob v objektech k bydlení.

6. Závěr

Posouzení vlivů imisí na veřejné zdraví

Posouzení vlivů na veřejné zdraví z hlediska zdravotních rizik imisních škodlivin v ovzduší vychází z rozptylové studie zpracované Mgr. Radomírem Smetanou ze společnosti EkoMod, Gagarinova 779, 460 07 Liberec 7, kancelář Nová 332, Liberec 10, datum zpracování 10.1.2019.

Z hodnocení zdravotních rizik vlivu imisních příspěvků na obyvatelstvo vyplynuly následující závěry:
Nejvyšší roční imisní příspěvky frakcí PM₁₀ a PM_{2,5}, NO₂, SO₂, H₂SO₄, nejvyšší maximální hodinové imisní příspěvky NO₂, SO₂, H₂SO₄, nejvyšší maximální denní imisní příspěvky SO₂, nejvyšší maximální 8 hodinové imisní příspěvky CO uvedené v rozptylové studii nepředstavují významné zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

V případě karcinogenního rizika se u nejvyššího ročního imisního příspěvku benzenu uvedeného v rozptylové studii pohybujeme o 4 řády pod rozmezím přijatelného rizika a u nejvyššího ročního imisního příspěvku benzo(a)pyrenu uvedeného v rozptylové studii pohybujeme o 2 řády pod rozmezím přijatelného rizika. Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že vypočtené průměrné roční imisní příspěvky benzenu a benzo(a)pyrenu nepředstavují zvýšené zdravotní riziko karcinogenních účinků.

Z hodnocení zdravotních rizik vlivu pozadí (stávající imisní situace v posuzované lokalitě) na obyvatelstvo vyplynuly následující závěry:

Pozadí průměrných ročních imisních koncentrací frakcí PM₁₀ a PM_{2,5} je spojeno s mírně zvýšenými zdravotními riziky na základě nejnovějších informací WHO, které vycházejí z výsledků evropských epidemiologických studií podobně jako na řadě míst v České republice. K bližšímu kvantitativnímu odhadu dlouhodobého vlivu suspendovaných částic frakcí PM₁₀ a PM_{2,5} na lidské zdraví v rámci tohoto hodnocení byly využity výsledky projektu HRAPIE, které vycházejí z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Vzhledem k tomu, že v současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku NO₂ a SO₂ na lidské zdraví, tak na základě doporučení WHO je riziko NO₂ a SO₂ vyhodnoceno na základě ročních průměrných koncentrací suspendovaných částic s předpokladem, že v tomto riziku je zohledněn i vliv dalších škodlivin ve venkovním ovzduší včetně NO₂ a SO₂. WHO na základě nových doporučení z principu předběžné opatrnosti považuje za potenciální zdravotní riziko již expozici SO₂ v úrovni výrazně nižší než je současný imisní limit pro denní koncentrace SO₂. Z uvedeného vyplývá, že krátkodobé výkyvy současných pozadových denních koncentrací SO₂ dosahované za nepříznivých rozptylových podmínek se mohou na základě novějších doporučení WHO spolupodílet společně se suspendovanými částicemi na celkových nepříznivých zdravotních účincích především u citlivější části populace. Pozadí CO nepředstavuje zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

V případě pozadí průměrných ročních imisních koncentrací benzenu se pohybuje řádově v úrovni přijatelného karcinogenního rizika 10⁻⁶. V případě pozadí průměrných ročních imisních koncentrací

benzo(a)pyrenu je v hodnocené oblasti překračován platný imisní limit ČR pro benzo(a)pyren, a tudíž je překračována mez společensky přijatelného rizika podobně jako na řadě míst v České republice.

Posouzení vlivů hluku na veřejné zdraví

Posouzení vlivů na veřejné zdraví z hlediska zdravotních rizik hluku vychází z předložené hlukové studie zpracované Mgr. Radomírem Smetanou ze společnosti EkoMod, Gagarinova 779, 460 07 Liberec 7, kancelář Nová 332, Liberec 10, datum zpracování 16.1.2019

Z hodnocení zdravotních rizik vlivu hluku na obyvatelstvo vyplynuly následující závěry:

V případě kvantitativního vyhodnocení dopravy bylo zvoleno obtěžování hlukem ze silniční dopravy a subjektivní rušení spánku hlukem ze silniční dopravy na základě vztahů expozice a účinku, které vycházejí z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučení v zemích EU. V případě rozdílu stavu s dopravou záměru a současného stavu bez dopravy záměru jsou vypočtené změny v procentech osob (navýšení, beze změny) potencionálně obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy a osob potencionálně subjektivně rušených ze spánku hlukem ze silniční dopravy z hlediska zdravotních rizik nevhodnotitelné a zanedbatelné. Lze tedy konstatovat, že realizaci záměru se možné nepříznivé zdravotní účinky související s vlivem dopravy nezhorší oproti stavu bez záměru.

U vypočtených hodnot hlučnosti ze stacionárních zdrojů u stávající obytné zástavby v okolí záměru a u výhledové obytné zástavby v okolí záměru se nepředpokládají nepříznivé zdravotní účinky.

Výsledky posouzení vlivů na veřejné zdraví se nevztahují na havarijní stavy a závěry posouzení vlivů na veřejné zdraví jsou platné pouze pro vstupní data uváděná v rozptylové studii a v hlukové studii.

7. Použitá a citovaná literatura

1. KOLEKTIV AUTORŮ. *Manuál prevence v lékařské praxi, VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik*. Praha: Státní zdravotní ústav, 2000. ISBN 80-7071-161-2
2. World Health Organization. *Air quality guidelines for Europe* [online]. 2nd ed. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2000 [cit.2013-10-10].European series, No.91. Dostupné z WWW: <http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf>
3. World Health Organization. *Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Global update 2005 Summary of risk assessment [online]. Geneva: WHO, 2006 [cit.2018-04-30]. Dostupné z WWW: <http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf>
4. World Health Organization. *Health risk of particulate matter from long-range transboundary air pollution* [online]. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2006 [cit.2013-10-10]. Dostupné z WWW: <http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf>
5. World Health Organization. *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide* [online]. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2013 [cit.2017-04-19] Dostupné z WWW: <http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf?ua=1>
6. International Agency For Research on Cancer. *Outdoor air pollution -a leading environmental cause of cancer deaths* [online]. Air Pollution and Cancer. Scientific Publication No.161. IARC, 2013 [cit.2014-01-24] Dostupné z WWW: <https://www.rehva.eu/fileadmin/REHVA_Journal/REHVA_Journal_2013/RJ_issue_6/P.44/4_research_RJ1306.pdf>
7. Ostro B. *Outdoor air pollution: Assesing the environmental burden of disease at national and local levels* [online]. Environmental Burden of Disease Series. No.5, WHO 2004 [cit.2018-12-05]. Dostupné z WWW: <http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/ebd5.pdf>
8. U. S. Environmental Protection Agency. *Integrated Risk Information system*[online]. Washington, DC: U.S. EPA, 2018 [cit.2018-12-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/IRIS/>>

9. International Agency For Research on Cancer. *Agents Classified by the IARC Monographs* [online]. Lyon: IARC, 2018 [cit.2018-11-02]. Volumes 1-123. Dostupné z WWW: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>>
10. BAARS,A.J.-THEELEN,R.M.C.- JANSSEN, P.J.C.M. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report 711701025 [online]. Bilthoven : National institute of public health and the environment, 2001[cit.2001-06-01]. Dostupné z WWW: <<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>>
11. California Environmental Protection Agency. *Toxicity Criteria Database* [online]. Office of Environmental Health Hazard Assessment [cit.2018-12-05]. Dostupné z WWW: <<http://oehha.ca.gov/risk/chemicaldb/index.asp>>
12. California Environmental Protection Agency. *Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels. Chronic toxicity summary, sulfuric acid* [online]. December 2001 [cit.2015-12-18].Dostupné z WWW:< <https://oehha.ca.gov/media/downloads/crn/appendixd3final.pdf>>
13. U.S. Environmental Protection Agency. *Regional Screening Levels (RSLs) – Generic Summary Tables* [online]. Pacific Southwest, November 2018 [cit.2018-11-26]. Dostupné z WWW: <<https://semspub.epa.gov/work/HQ/197414.pdf>>
14. Státní zdravotní ústav. *Zdravotní důsledky a rizika znečištění ovzduší. Odborná zpráva za rok 2016. Subsystém I*. [online]. Praha: SZÚ, září 2017 [cit. 2017-10-06]. Dostupné z WWW: < http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/odborne_zpravy/OZ_15/ovzdusi_2015.pdf>
15. Český hydrometeorologický ústav. *Tabelární přehled 2017* [online]. Praha: ČHMÚ, 2017 [cit.2018-09-07]. Dostupné z WWW: < http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2017_enh/index_CZ.html>
16. JOHN - H. RUTH. *Odor Thresholds and Irritation Levels of Several Chemical Substances: a Review*. San Francisco: American Industrial Hygiene Association (47), 1986
17. BERGLUND, Birgitta – LINDVALL, Thomas-SHWELLA, Dietrich. *Guidelines for Community Noise* [online]. Geneva: WHO, 1999 [cit.neuveveno]. Dostupné z WWW:<<http://whqlibdoc.who.int/hq/1999/a68672.pdf>>
18. World Health Organization. *Night noise guidelines for Europe* [online]. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2009 [cit.2009-10-07]. Dostupné z WWW:<http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0017/43316/E92845.pdf>
19. European Environment Agency. *Good practice guide on noise exposure and effects* [online]. Copenhagen: EEA Technical report, 2010 [cit.2010-12-10]. ISSN 1725-2237. Dostupné z WWW: < <http://www.eea.europa.eu/publications/good-practice-guide-on-noise>>
20. European Commission. *Position Paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance* [online]. Luxembourg: Office for Official Publications of European Communities, 2002 [cit.2003-02-28]. Dostupné z WWW: <http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/noise_expert_network.pdf>
21. Thomas Münzel , Tommaso Gori , Wolfgang Babisch , Mathias Basner. *Cardiovascular effects of environmental noise exposure. European Heart Journal* [online], 2014. Dostupné z WWW: <<http://eurheartj.oxfordjournals.org/content/early/2014/03/09/eurheartj.ehu030.full>>
22. Babisch W. Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis [online]. *Noise Health* 2014;16:1-9. Dostupné z WWW: <<http://www.noiseandhealth.org/article.asp?issn=14631741;year=2014;volume=16;issue=68;page=1;epage=9;aulast=Babisch>>

8. Přílohy

Příloha č. 1: Zkratky a symboly

Příloha č. 2: Osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posouzení vlivů na veřejné zdraví

Příloha č. 1: Zkratky a symboly

PM ₁₀	suspendované částice s aerodynamickým průměrem pod 10 μm
PM _{2,5}	suspendované částice s aerodynamickým průměrem pod 2,5 μm
NO ₂ , SO ₂ , CO	oxid dusičitý, oxid siřičitý, oxid uhelnatý
BaP, H ₂ SO ₄	benzo(a) pyren, kyselina sírová
WHO	Světová zdravotnická organizace
IARC	Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny
US EPA	Americká agentura pro ochranu životního prostředí
RIVM	Holandský národní ústav veřejného zdraví a prostředí
MZ ČR	Ministerstvo zdravotnictví České republiky
SZÚ, ZÚ	Státní zdravotní ústav, Zdravotní ústav
Cal/EPA	Kalifornská agentura pro ochranu životního prostředí
OEHA	Úřad pro řízení zdravotních rizik
IRIS	Databáze US EPA
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
RfC	referenční koncentrace - stanovená koncentrace, která při celoživotní inhalační expozici populace včetně citlivých skupin pravděpodobně nezpůsobí poškození zdraví
REL	referenční expoziční limit
TCA	tolerovatelné koncentrace látek v ovzduší
TDI	tolerovatelný denní příjem
MRL	minimal risk levels (minimální riziková dávka)
UR	inhalační jednotka karcinogenního rizika
HQ	kvocient nebezpečnosti
ILCR	individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny při celoživotní expozici
NOAEL	nejvyšší úroveň expozice, při které ještě není pozorována žádná nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou
LOAEL	nejnižší úroveň expozice, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou
C _r	imisní příspěvek k průměrné roční imisní koncentraci
C _{hod}	imisní příspěvek k maximální hodinové imisní koncentraci
C _d	imisní příspěvek k maximální 24 hodinové imisní koncentraci
C _{8hod}	imisní příspěvek k maximální denní osmihodinové koncentraci
C _{36.NV d}	imisní příspěvek k 36. nejvyšší denní koncentraci
C _{19.NV hod}	imisní příspěvek k 19. nejvyšší hodinové koncentraci
C _{25.NV hod}	imisní příspěvek k 25. nejvyšší hodinové koncentraci
C _{4.NV d}	imisní příspěvek k 4. nejvyšší denní koncentraci
dB	decibel
L _{Aeq,24hod}	24 hodinová ekvivalentní hladina hluku
L _{dn}	hlukový ukazatel den-noc, což představuje 24 hodinovou ekvivalentní hladinu hluku se snížením noční hladiny akustického tlaku o 10 dB
L _{night}	představuje ekvivalentní hladinu akustického tlaku v noci (23 hod až 7 hod či 22 hod až 6 hod)
L _{Aeq, 16hod}	ekvivalentní hladina hluku v době denní
L _{Aeq,16h} (L _{Aeq, 6 – 22 h})	ekvivalentní hodnota akustického tlaku pro celou denní dobu
L _{Aeq,8h} (L _{Aeq, 22 – 6 h})	ekvivalentní hodnota akustického tlaku pro celou noční dobu
ISCH, IM	ischemická choroba srdeční, infarkt myokardu
APCR	populační riziko

Příloha č. 2: Osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posouzení vlivů na veřejné zdraví


MINISTERSTVO ZDRAVOTNICTVÍ
ČESKÉ REPUBLIKY

Praze 22. června 2015
Č.j.: MZDR 33877/2015-2/OVZ
Pořadové číslo osvědčení: 8/2015


MZDRX00Q5ETU

ROZHODNUTÍ

Ministerstvo zdravotnictví v y d á v á podle § 19 odst. 1 zákona č. 100/2001 Sb.,
o posuzování vlivů na životní prostředí a změně některých souvisejících zákonů (zákon
o posuzování vlivů na životní prostředí), ve znění zákona č. 93/2004 Sb.

**osvědčení odborné způsobilosti
pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví**

žadatel: **Ing. Olga Krpatová**
datum narození: 5. 8. 1971
adresa bydliště: Brožíkova 427, 530 09 Pardubice
Osvědčení se vydává na dobu: od 12. 8. 2015 do 11. 8. 2020

Odůvodnění:
Ministerstvo zdravotnictví posoudilo žádost fyzické osoby paní Ing. Olgy Krpatové (bydliště
Brožíkova 427, 530 09 Pardubice) ze dne 30. 1. 2015 o prodloužení platnosti osvědčení
o odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví č. 3/2010 ze dne 21. 1.
2010. Podle ustanovení § 4 odst. 5 vyhlášky č. 353/2004 Sb., kterou se stanoví bližší
podmínky osvědčení o odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví,
postup při jejich ověřování a postup při udělování a odnímání osvědčení, se osvědčení
uděluje na dobu 5 let ode dne udělení. Žádost o prodloužení platnosti osvědčení musí osoba,
které bylo vydáno osvědčení, podat ministerstvu zdravotnictví nejméně 6 měsíců před
skončením platnosti osvědčení.
Žadatel paní Ing. Olga Krpatová vyhověla požadavkům vyhlášky Ministerstva zdravotnictví
č. 353/2004 Sb.

Poučení:
Proti tomuto rozhodnutí lze podat u Ministerstva zdravotnictví ve lhůtě 15 dnů ode dne
oznámení rozhodnutí rozklad.


MUDr. Vladimír Valenta, Ph.D.
náměstek pro ochranu a podporu veřejného zdraví
a hlavní hygienik ČR

Ministerstvo zdravotnictví
Palackého náměstí 4, 128 01 Praha 2
tel./fax: +420 224 971 111, e-mail: mzcr@mzcr.cz, www.mzcr.cz